# Solutions fondées sur la science

## Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique - méthylmercure

**Rapport no 1-4**

Environnement Canada Environment Canada

Canada

Science-Based Solutions
Solutions fondées sur la science

103-00501/

Préparé et publié par le
Bureau national des recommandations et des normes
Direction de la qualité de l'environnement
Environnement Canada
Ottawa

mars 2002

ISSN 1497-2689
ISBN 0-662-87700-4
N° de cat. En1-34/2-2002F

Document scientifique complémentaire

# Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique - méthylmercure

Rapport n° 1-4

©Sa majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement, 2002.
Tous droits réservés. La reproduction est autorisée si la source est reconnue. La reproduction doit être présentée dans son contexte et ne doit pas être utilisée à des fins lucratives.

## NOTE AUX LECTEURS

La collection *La santé des écosystèmes : Solutions fondées sur la science* offre des connaissances, de l'information et des outils scientifiques visant à faciliter la surveillance et l'évaluation de la santé des écosystèmes et la production de rapports à ce sujet, de même qu'à aider la population canadienne à prendre des décisions éclairées. Les documents de cette collection portent sur le fondement, les méthodes, les approches et les cadres scientifiques ayant trait aux lignes directrices environnementales ainsi qu'à leur mise en œuvre; sur la surveillance, l'évaluation et le rétablissement de la qualité de l'environnement au Canada ainsi que sur l'élaboration d'indicateurs, la production de rapports environnementaux et la gestion de données. Les ouvrages de cette collection sont publiés *ad libitum*.

Le présent ouvrage offre de l'information scientifique complémentaire et justifie l'élaboration des *Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique - méthylmercure*. L'information qu'on y retrouve date de l'an 2000, année au cours de laquelle le document a été préparé. Des révisions mineures et des modifications rédactionnelles ont été apportées à l'ouvrage en 2002. Pour obtenir des renseignements supplémentaires sur ces recommandations, veuillez communiquer avec :

Environnement Canada
Direction de la qualité de l'environnement
Bureau national des recommandations et des normes
351, boulevard St-Joseph
Hull (Québec) K1A 0H3

tél. : (819) 953-1550
téléc. : (819) 953-0461
ceqg-rcqe@ec.gc.ca
http://www.ec.gc.ca

Les *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux au Canada* sont approuvées par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). Environnement Canada agit à titre de représentant fédéral et de secrétariat technique pour ce groupe de travail. Ces recommandations intègrent la mise à jour de 2001 et figurent dans les *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, qui ont été publiées par le CCME en octobre 1999. Pour obtenir des publications du CCME, veuillez vous adresser à :

Publications du CCME
Section des publications officielles du Manitoba
200, rue Vaughan
Winnipeg MB R3C 1T5

sans frais : 1 800 805-3025
téléc. : (204) 945-7172
spccme@gov.mb.ca
http://www.ccme.ca

Ce document scientifique complémentaire est disponible en français et en anglais. Un feuillet d'information est également disponible en français sous le titre *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement* (CCME 1999). This scientific supporting document is available in English and in French. A factsheet is also available in English under the title *Canadian Environmental Quality Guidelines* (CCME 1999).

**Référence**
Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique – méthylmercure, Environnement Canada, 2002. Document scientifique complémentaire, La santé des écosystèmes : Solutions fondées sur la science, Rapport n° 1-4, Bureau national des recommandations et des normes, Direction de la qualité de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa.

**REMERCIEMENTS**

La Division des recommandations et des normes tient à remercier les membres du Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du CCME : Bijan Aidun, Jerry Choate, Sam Ferris, Isabelle Guay, Francis Jackson, Haseen Khan, Clair Murphy, Doug Spry, Les Swain, Darrell Taylor, Gerry Whitley et Dwight Williamson pour leur examen approfondi du présent document. Nous aimerions également remercier Erin Burns-Flett, C. Dumont, Gary Ironside, N.P. McEwen, Greg Mierle, Alain Plouffe, Léo-Guy de Repentigny, Mark Richardson, Luke Trip, Robert Wagemann, Kim Westcott et Chris Wren, pour avoir fourni de l'information précieuse. Nous remercions tout spécialement Brenda Miskimmin pour son importante contribution scientifique à ce document. Elizabeth Roberts et Susan Roe ont fourni une aide technique et un soutien à la rédaction très appréciés.

## TABLE DES MATIÈRES

NOTE AUX LECTEURS ..... I
REMERCIEMENTS ..... II
TABLE DES MATIÈRES ..... III
LISTE DES TABLEAUX ..... V
LISTE DES FIGURES ..... VI
LISTE DES ANNEXES ..... VII
RÉSUMÉ ..... VIII
ABSTRACT ..... XI
1.0 INTRODUCTION ..... 1
2.0 PROPRIÉTÉS CHIMIQUES ET PHYSIQUES ..... 3
2.1 Propriétés ..... 3
2.2 Prélèvement d'échantillons et méthodes analytiques ..... 4
2.2.1 Prélèvement d'échantillons d'eau ..... 4
2.2.2 Analyse du mercure total et du méthylmercure présents dans l'eau ..... 5
2.2.3 Analyse du méthylmercure présent dans les échantillons de sédiments et de tissus ..... 5
3.0 PRODUCTION ET UTILISATIONS ..... 8
3.1 Exploitation minière du mercure ..... 8
3.2 Utilisations ..... 8
3.2.1 Réduction de l'utilisation ..... 10
4.0 SOURCES ET VOIES D'ENTRÉE DANS L'ENVIRONNEMENT ..... 14
4.1 Sources naturelles et voies d'entrée ..... 14
4.2 Sources anthropiques ..... 16
5.0 DEVENIR ET COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT ..... 21
5.1 Le cycle du mercure ..... 21
5.2 La méthylation et la déméthylation du mercure ..... 24
5.3 Facteurs agissant sur le partage entre phases et la spéciation ..... 26
6.0 BIOACCUMULATION DU MERCURE ET DU MÉTHYLMERCURE DANS LES ORGANISMES AQUATIQUES ET SEMI-AQUATIQUES ..... 28
6.1 Plantes aquatiques ..... 29
6.2 Invertébrés ..... 31
6.3 Poissons dulcicoles ..... 33
6.4 Accumulation de mercure par les animaux semi-aquatiques et les oiseaux ..... 37
7.0 SURVOL DE LA DISTRIBUTION ET DES CONCENTRATIONS DE MÉTHYLMERCURE DANS L'ENVIRONNEMENT AU CANADA ..... 40
7.1 Plantes aquatiques (annexe B-1) ..... 40
7.2 Invertébrés aquatiques (annexe B-2) ..... 41
7.3 Poissons (annexe B-3) ..... 42
7.3.1 Poissons dulcicoles (annexe B-3a) ..... 43
7.3.2 POISSONS MARINS (ANNEXE B-3B) ..... 46
7.4 Amphibiens (annexe B-4) ..... 47
7.5 Reptiles (annexe B-4) ..... 47
7.6 Mammifères ..... 47
7.6.1 Mammifères semi-aquatiques (annexe B-5) ..... 47
7.6.2 Mammifères marins (annexe B-6) ..... 48
7.7 Oiseaux (annexe B-7) ..... 50
7.8 Compartiments non biologiques (annexe B-8) ..... 52
8.0 TOXICITÉ DU MERCURE POUR LES ORGANISMES PISCIVORES ..... 55

8.1 Mécanisme de l'action toxique ..... 56
8.2 Toxicité pour les mammifères ..... 57
8.2.1 Toxicité aiguë et chronique (annexe C-1) ..... 58
8.2.2 Toxicité pour la reproduction et le développement (annexe C-2) ..... 61
8.2.3 Effets cancérogènes et mutagènes (annexe C-3) ..... 62
8.3 Toxicité pour les oiseaux ..... 64
8.3.1 Toxicité aiguë et chronique ..... 65
8.3.2 Toxicité pour la reproduction et le développement ..... 66
8.4 Toxicité pour les poissons piscivores ..... 69
9.0 RECOMMANDATIONS EXISTANTES VISANT LES RÉSIDUS DANS LES TISSUS ..... 71
9.1 Santé humaine ..... 71
9.2 Faune 72
10.0 RECOMMANDATION CANADIENNE VISANT LES RÉSIDUS DE MÉTHYLMERCURE DANS LES TISSUS ..... 78
10.1 Protocole ..... 78
10.2 Élaboration et critères de la recommandation ..... 78
10.2.1 Espèces aviennes ..... 79
10.2.2 Espèces mammaliennes ..... 80
10.3 Recommandation pour le méthylmercure ..... 81
11.0 LACUNES DANS LES DONNÉES ..... 85
12.0 MISE EN ŒUVRE DE LA RECOMMANDATION ..... 87
12.1 Choix des espèces fauniques ..... 87
12.2 Application de la RRT aux aliments de taille appropriée ..... 88
12.3 Niveaux trophiques ..... 88
12.3.1 Incertitudes dans l'assignation des niveaux trophiques ..... 88
12.3.2 Niveaux trophiques aquatiques de base ..... 89
12.3.3 Niveaux trophiques des aliments d'espèces représentatives ..... 89
13.0 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES ..... 98

## LISTE DES TABLEAUX


Tableau 1. Propriétés physiques et chimiques du mercure....7
Tableau 2. Production mondiale de mercure à partir du minerai et des concentrés, en tonnes métriques (Metallgesellschaft, 1992 cité dans OECD, 1994) ....12
Tableau 3. Tonnes métriques de mercure utilisées par année dans divers secteurs au Canada et aux États-Unis (OECD, 1994)....13
Tableau 4. Estimations des flux de mercure dans l'atmosphère à l'échelle de la planète (tonnes métriques de mercure par année). ....14
Tableau 5. Estimations des émissions mondiales de mercure (tonnes métriques par année) dans l'atmosphère, le sol et l'eau en 1983 (tirées de Nriagu et Pacyna, 1988, et Nriagu, 1989).....19
Tableau 6. Rejets[a] de mercure (tonnes par année) dans les déchets solides urbains aux É.-U. 1970 à 2000 (sources : US EPA,1992; Smith et Rowan-West, 1996). .....20
Tableau 7. Certaines variables associées aux concentrations de mercure dans les poissons. 37
Tableau 8. Fréquence des signes cliniques et des symptômes de la maladie de la baie de Minimata contractée par des humains qui ont consommé des poissons et des fruits de mer contenant de 10 à 35 $\mu g \cdot g^{-1}$ de mercure sur une longue période...57
Tableau 9. Paramètres de consommation pour le vison, la loutre, le martin-pêcheur, le plongeon, le balbuzard et l'aigle....70
Tableau 10. Survol mondial des recommandations visant les résidus de mercure dans les tissus (concentrations ou limites quotidiennes) des poissons et dans les produits de la pêche....75
Tableau 11. Établissement de la RRT ....82
Tableau 12. Concentrations de référence (CR; $\mu g \cdot kg^{-1}$ de nourriture [poids frais])[a,b] pour diverses espèces de la faune canadienne, établies à partir de la dose journalière admissible (DJA) de méthylmercure la plus faible pour les oiseaux (31 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour) ou pour les mammifères (22 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour) et les ratios entre ingestion d'aliments (IA) et poids corporel (PC)[c]. ....84
Tableau 13. Niveaux trophiques aquatiques de base en eau douce (US EPA, 1995e).....90
Tableau 14. Habitudes alimentaires et niveaux trophiques des aliments de reptiles, amphibiens, oiseaux et mammifères représentatifs dans les écosystèmes d'eau douce....93

## LISTE DES FIGURES

Figure 1. Émissions de mercure au Canada par secteur en 1990 et 1995 selon les estimations de la Direction des questions atmosphériques transfrontalières d'Environnement Canada ..... 118
Figure 2. Tonnes de mercure émises par chaque province candienne en 1990 selon les estimations de la Direction des questions atmosphériques transfrontalières d'Environnement Canada. ..... 119
Figure 3. Émissions mondiales et nord-américaines totales de mercure en 1990 selon la Direction des questions atmosphériques transfrontalières d'Environnement Canada. ..... 121
Figure 4. Le cycle du mercure. ..... 123

## LISTE DES ANNEXES


Annexe A : Stratégies canadiennes établies dans le cadre de la stratégie binationale visant l'élimination des substances toxiques anthropiques dans le bassin des Grands Lacs.....124

Annexe B-1 : Concentrations de mercure total et de méthylmercure dans les plantes aquatiques dulcicoles au Canada. .....125

Annexe B-2a : Concentrations de mercure total et de méthylmercure chez les invertébrés dulcicoles au Canada. .....129

Annexe B-2b : Concentrations de mercure total et de méthylmercure chez les invertébrés marins au Canada. .....136

Annexe B-3a : Concentrations de mercure total et de méthylmercure dans les poissons dulcicoles au Canada. .....137

Annexe B-3b : Concentrations de mercure total dans les poissons marins au Canada. .....153

Annexe B-4 : Concentrations de mercure total et de méthylmercure chez les amphibiens et les reptiles au Canada.....154

Annexe B-5 : Concentrations de mercure total et de méthylmercure chez les mammifères des écosystèmes d'eau douce au Canada. .....156

Annexe B-6 : Concentrations de mercure total et de méthylmercure chez les mammifères marins au Canada. .....161

Annexe B-7 : Concentrations de mercure total et de méthylmercure chez dans les oiseaux au Canada.....165

Annexe B-8 : Concentrations de mercure total et de méthylmercure dans divers compartiments non biotiques au Canada. .....174

Annexe C-1 : Sommaire des données sur la toxicité aiguë ou chronique du méthylmercure administré par voie orale à divers mammifères.....177

Annexe C-2 : Sommaire des données sur la toxicité du méthylmercure administré par voie orale pour la reproduction et le développement chez les mammifères. .....182

Annexe C-3 : Sommaire des données sur les effets cancérogènes et mutagènes du méthylmercure administré par voie orale chez les mammifères.....184

Annexe C-4 : Sommaire des données sur la toxicité aiguë et chronique et sur la toxicité pour la reproduction du méthylmercure chez les oiseaux. .....186

Annexe D : Catégories de restriction de la consommation humaine liées à la présence de méthylmercure dans le poisson provenant des eaux canadiennes. .....190

## RÉSUMÉ

Le présent document expose les informations et les critères qui ont servi à élaborer la Recommandation canadienne visant les résidus dans les tissus (RRT) pour le méthylmercure (MeHg), dont l'objectif est de protéger les espèces fauniques qui consomment des organismes aquatiques. Il présente dans ses grandes lignes l'information sur les propriétés chimiques et physiques du MeHg, les sources et les utilisations du mercure, la production du MeHg, le devenir et le comportement du mercure dans l'environnement ainsi que sa bioaccumulation dans les biotes, et les concentrations de MeHg dans le biote canadien et divers compartiments de l'environnement; il décrit aussi les effets toxiques du MeHg chez les mammifères et les oiseaux. Le présent résumé décrit brièvement l'information présentée dans chaque chapitre du rapport. Certains tableaux ont été placés au fil du texte et d'autres, à la fin des chapitres; toutes les figures et annexes se trouvent à la fin du rapport, après la section des références bibliographiques.

Afin de protéger les espèces fauniques canadiennes qu consomment des poissons ou des crustacés et coquillage contre tout effet toxique du MeHg, les organismes aquatique ne devraient pas contenir plus de **33 µg·kg$^{-1}$** (0,033 mg·kg$^{-1}$) d MeHg (poids frais).

La méthode et les critères qui ont servi à élaborer la RRT basée sur le poids frais sont décrits en détail au chapitre 10. Il est important de remarquer que la RRT a été établie à partir de la concentration de référence (CR) de l'Océanite de Wilson (oiseau particulièrement susceptible de bioaccumuler le MeHg, étant donné qu'il consomme quotidiennement presque l'équivalent de son poids en organismes aquatiques). Dans les régions où cette espèce n'est pas présente, les CR des espèces résidentes peuvent être appliquées (tableau 12). L'utilisation de ces autres CR entraînera des concentrations admissibles plus élevées que la RRT. **Au Canada, les programmes de surveillance mesurent généralement les concentrations de mercure dans les grands poissons de sport, qui contiennent habituellement des concentrations plus élevées que les petits poissons (<35 cm) consommés par la faune.** Ainsi, les concentrations de mercure mentionnées dans le présent document correspondent plutôt à celles mesurées chez les grands poissons et peuvent n'être pas représentatives des risques réels pour la faune.

Le mercure peut exister sous plusieurs formes, tant inorganiques qu'organiques. Le mercure élémentaire ($Hg^0$) est très volatil et est aussi le seul métal liquide à la température de la pièce. La forme de mercure la plus importante sur le plan toxicologique est le MeHg ($CH_3Hg$). Le méthylmercure est produit par méthylation biologique et chimique du mercure inorganique. Il constitue un neurotoxique puissant pour les animaux et les humains. Le méthylmercure n'est pas très liposoluble par rapport à de nombreux contaminants organochlorés, mais il se lie solidement aux groupes sulfhydryles des protéines et est donc facilement accumulé et retenu dans les tissus biologiques (Clarkson, 1994).

Le mercure présent dans l'environnement provient de nombreuses sources naturelles et anthropiques. Les sources naturelles comprennent les gisements mercurifères, les feux de forêts et toute autre combustion de bois, les volcans et la volatilisation du mercure présent dans les océans. Les humains peuvent accélérer le processus naturel de mobilisation du mercure

sous l'effet de l'altération météorique des roches mercurifères, en le déplaçant des régions riches en gisements géologiques et en l'introduisant ou en le réintroduisant dans le cycle du mercure. Certains produits de consommation et de l'industrie, la combustion du charbon et d'autres combustibles fossiles, la production de chlore et de soude caustique, les déchets de mercure dans les décharges ou les entrepôts, l'incinération des déchets, les cimenteries et les fonderies sont au nombre des facteurs qui ont altéré le cycle naturel du mercure.

Bien que la production (exploitation minière) et l'utilisation mondiales du mercure diminuent, des quantités importantes sont toujours utilisées dans certains pays dans l'exploitation de l'or. Le mercure a été utilisé dans les amalgames dentaires, les pesticides, les thermomètres, les baromètres et divers produits électriques tels que les piles sèches, les tubes fluorescents, les interrupteurs et d'autres dispositifs de contrôle. Le mercure est également utilisé en quantités importantes dans la production électrolytique de chlore et d'hydroxyde de sodium (soude caustique) (AEP, 1992).

De façon générale, le cycle du mercure dans le milieu aquatique peut être caractérisé de la façon suivante : dépôt atmosphérique important, dépôt dans les sédiments, réémission dans l'atmosphère sous forme de mercure élémentaire ($Hg^0$), méthylation et déméthylation dans le lac ou le bassin hydrographique, et transport dans les cours d'eau et les eaux souterraines (ruissellement et infiltration) (Hurley *et al.*, 1994). Une partie du mercure total (HgT) s'accumule dans le biote.

Le méthylmercure a un important potentiel de bioaccumulation, ainsi que de bioamplification d'un niveau trophique à l'autre. Le mercure et le MeHg peuvent être absorbés par les organismes aquatiques directement de l'eau, ou par leur alimentation. Dans le premier cas, le mercure dissous est adsorbé ou absorbé au niveau de la surface corporelle et des organes respiratoires. Les données disponibles indiquent que le MeHg représente habituellement moins de 50 % du mercure total présent dans les plantes aquatiques d'eau douce. La proportion de MeHg (MeHg/HgT) augmente d'un niveau à l'autre du réseau trophique : elle est au plus bas chez les plantes aquatiques, intermédiaire chez les invertébrés et au plus haut chez les poissons et les oiseaux.

Les poissons, les mammifères piscivores et les oiseaux accumulent la plus grande partie de leur charge corporelle de mercure par leur alimentation. Le mercure présent dans les poissons est presque exclusivement sous forme de MeHg, quelles que soient la composition du régime alimentaire des poissons et de l'eau dans laquelle ils se trouvent exposés au mercure. Les concentrations de méthylmercure dans les animaux piscivores sont élevées par rapport à celles mesurées chez les poissons ou d'autres organismes aquatiques qu'ils consomment, ce qui témoigne de son potentiel de bioamplification. On sait que le sélénium (Se) réduit l'accumulation du mercure et offre une protection contre la toxicité du MeHg. Le ratio Hg:Se tend à être plus élevé chez les poissons dulcicoles que chez les poissons marins, ce qui pourrait indiquer des concentrations relatives de mercure plus élevées dans certains milieux d'eau douce (Pelletier, 1985).

En ce qui a trait à l'absorption du mercure par les animaux, environ 95 % d'une dose ingérée de MeHg est efficacement absorbée par le tractus gastro-intestinal et se retrouve dans le sang, alors que le Hg inorganique est moins facilement absorbé (7 % à 15 %; Wolfe *et al.*, 1998). Le méthylmercure est distribué dans toutes les parties du corps par le sang, traverse facilement les barrières placentaires, peut pénétrer le cerveau du fœtus, et s'accumule facilement dans la fourrure, les plumes ou les cheveux humains durant leur croissance. L'accumulation de mercure dans le cerveau est plus importante chez les mammifères que chez les oiseaux (Zillioux *et al.*,

1993). Certains des premiers signes cliniques de l'intoxication par le MeHg chez les mammifères comprennent une vision réduite, une perte de la coordination et des tremblements nerveux. Chez les oiseaux, on observe souvent des problèmes de reproduction, sans signes évidents de troubles neurologiques.

De nombreux pays ont des lignes directrices pour le mercure ou le MeHg qui visent à protéger les personnes qui consomment du poisson et des coquillages et crustacés. Cependant, seuls les États-Unis et le Canada sont en train d'élaborer des lignes directrices visant à protéger les espèces fauniques qui consomment des poissons ou d'autres organismes aquatiques. Le « Mercury Report to Congress » de l'EPA des États-Unis présente des examens détaillés de tous les aspects du mercure et du MeHg dans l'environnement, dont les méthodes d'établissement des concentrations dans l'eau et des concentrations tolérables dans le biote permettant d'assurer la protection des animaux piscivores (US EPA, 1997b,c).

## ABSTRACT

This document reviews the background information and rationale for the derivation of the Canadian Tissue Residue Guideline (TRG) for methylmercury (MeHg) for the protection of wildlife consumers of aquatic biota. It outlines information on the physical and chemical properties of MeHg, the sources and uses of mercury, production of MeHg, environmental fate and behaviour, bioaccumulation in biota, levels of MeHg in Canadian biota and various environmental media, and describes the toxicological effects of MeHg in mammals and birds. This abstract will briefly outline the information to be found in each chapter of the report. Tables are located either within the text or following each chapter, and all figures and Appendices are at the end of the report following the References.

> To protect Canadian wildlife that consume fish or shellfish from any toxicological effects of MeHg, aquatic biota should contain no more than **33 $\mu g \cdot kg^{-1}$** (0.033 $mg \cdot kg^{-1}$) MeHg on a wet weight basis.

The derivation and rationale for the wet-weight based TRG are fully described in chapter 10. It is important to note that the TRG was derived using the reference concentration (RC) of the Wilson's storm petrel (susceptible to MeHg bioaccumulation because it consumes almost its entire body weight in aquatic biota per day). In regions where this species is not found, RC values for resident wildlife may be applied (Table 12). The use of these other RC values will result in allowable concentrations that are higher than the TRG. **Monitoring programs in Canada typically measure mercury concentrations in large sport fish that generally contain higher levels than small fish (<35 cm), which are consumed by wildlife.** As such, mercury levels reported herein are biased toward those for large fish and may not represent actual risks to wildlife.

Mercury can exist in many forms, both inorganic and organic. Elemental mercury ($Hg^0$) is very volatile, and is the only metal that is liquid at room temperature. The most toxicologically relevant form of mercury is MeHg ($CH_3Hg$). Methylmercury is produced through the biological and chemical methylation of inorganic mercury. It is a potent neurotoxicant for animals and humans. Methylmercury is not very lipid soluble compared to many organochlorine contaminants, but it binds strongly with sulphydryl groups in proteins and is therefore readily accumulated and retained in biological tissues (Clarkson 1994).

There are many sources of mercury to the environment, both natural and human related. Natural sources include geological mercury deposits, forest fires and other wood burning activities, volcanoes, and volatilisation from the oceans. Humans may accelerate the natural weathering process of mercury by removing it from areas rich in geological deposit and introducing or re-introducing it to the mercury cycle. Consumer and industrial products, coal and other fossil fuel combustion, chlorine alkali processing, mercury waste in landfills or storage, waste incineration, cement manufacture, metal smelting, and other activities have all altered the natural Hg cycle.

While world production (mining) and use of mercury is declining, substantial quantities are still used in some countries for gold mining. Mercury has been used in dental amalgams, pesticides, thermometers, barometers, and electrical products such as dry-cell batteries, fluorescent lights, switches, and other control equipment. It is also used in substantial quantities in the electrolytic preparation of chlorine and caustic soda (chlor-alkali industry) (AEP 1992).

Generally, the aquatic mercury cycle may be characterised by high atmospheric fallout, removal by deposition to sediments, re-emission to the atmosphere as elemental Hg ($Hg^0$), methylation

and demethylation transformation processes within the lake or watershed, and exchanges through tributaries and groundwater (runoff and seepage) (Hurley et al. 1994). Some portion of the total mercury (THg) pool is accumulated by biota.

Methylmercury has a high potential for bioaccumulation as well as biomagnification with increasing trophic levels. Mercury and MeHg may be taken up by aquatic organisms directly from water or through their diet. Uptake by animals directly from water is the result of dissolved mercury adsorption or absorption through the body surface and respiratory organs. Available data indicate that MeHg usually represents less than 50% of total mercury in freshwater aquatic plants. The proportion of MeHg (MeHg/THg) increases through the food web, being lowest in aquatic plants, intermediate in invertebrates, and highest in fish and birds.

Fish, and piscivorous mammals and birds accumulate most of their mercury body burdens through their diet. Mercury in fish is comprised almost exclusively of MeHg regardless of the composition of diet sources and exposure water. Methylmercury levels in wildlife consumers of fish are elevated relative to the fish or other aquatic biota they consume indicating its biomagnification potential. Selenium (Se) is known to reduce the accumulation of mercury and to exert a measure of protection against MeHg toxicity. The Hg-Se ratio has shown a tendency to be higher in freshwater fish than in marine fish, which may be an indication of the higher relative mercury levels in certain freshwater environments (Pelletier 1985).

With respect to animal uptake, about 95% of an ingested dose of MeHg is efficiently absorbed into the bloodstream from the gastrointestinal tract, whereas inorganic Hg is less readily absorbed (7 to 15%; Wolfe et al. 1998). Methylmercury distributes via the bloodstream to all parts of the body, readily crosses placental barriers, may enter the foetal brain, and is readily accumulated in growing animal fur, bird feathers or human hair. The accumulation of mercury in the brain is greater in mammals than in fish (Zillioux et al. 1993). Some early clinical signs of MeHg toxicity in mammals include constricted vision, loss of co-ordination and nervous tremors. Birds often suffer reproductive impairment without an indication of obvious neurological effects.

Many countries have mercury or MeHg guidelines to protect human consumers of fish and shellfish. Only the United States and Canada, however, are in the process of establishing guidelines to protect wildlife that consume fish and other aquatic biota. The US EPA "Mercury Report to Congress" is a series of comprehensive reviews of all aspects of mercury and MeHg in the environment, including the derivation of water concentrations and tolerable consumption levels to protect wildlife consumers of fish (US EPA 1997b,c)

## 1.0 INTRODUCTION

Le méthylmercure ($CH_3HgX$, ci-après abrégé MeHg) est l'une des nombreuses formes du mercure pouvant se trouver dans les milieux naturels. Il est environ dix fois plus toxique que le mercure inorganique et constitue un neurotoxique puissant. Le méthylmercure est la forme du mercure qui s'accumule le plus facilement dans le biote, et n'est excrété que très lentement en raison de sa forte liaison chimique avec les protéines (Clarkson, 1994).

En tant qu'espèce chimique du mercure, le MeHg n'est pas produit par les humains; il est plutôt produit a) biologiquement, par les microorganismes, et b) chimiquement, dans les milieux aquatiques naturels dans certaines circonstances. Le mercure inorganique est présent naturellement dans les roches partout dans le monde. Les humains accélèrent la mobilisation du mercure inorganique sous l'effet de l'altération météorique des roches mercurifères lorsqu'ils l'extraient de la terre pour l'utiliser, et peuvent augmenter sa durée de vie dans le cycle planétaire du mercure lorsqu'ils réutilisent ou incinèrent des produits contenant du mercure. Étant donné que le MeHg est produit à partir du mercure inorganique, on peut trouver de fortes concentrations de MeHg où il y a du mercure inorganique. Des quantités excessives de mercure inorganique sont libérées dans l'environnement là où on pratique son exploitation minière, la fusion du minerai, la combustion des combustibles fossiles et des déchets solides, la production de chlore et de soude caustique (OECD, 1994), et par d'autres activités aussi décrites dans ce rapport. Une fois émis dans l'atmosphère, le mercure peut être transporté sur des centaines ou des milliers de kilomètres, pour ensuite être déposé dans les bassins hydrographiques et les eaux de surface. C'est dans les milieux aquatiques présentant certaines conditions que le MeHg est produit à partir du mercure inorganique déposé ou déjà présent sur place, et entre dans le réseau trophique.

Les concentrations de mercure dans les milieux naturels sont aujourd'hui et dans l'histoire récente plus élevées qu'à l'époque préindustrielle. Cela a été démontré par les changements dans les taux de flux de mercure observés dans les carottes de sédiments lacustres recueillies en Amérique du Nord et en Europe (p. ex. Lucotte *et al.*, 1995; Engstrom et Swain, 1997; Landers *et al.*, 1998). Reconnaissant les problèmes environnementaux et de santé pouvant être causés par le mercure, de nombreux gouvernements ont établi des restrictions pour la consommation humaine de poisson en raison de la contamination par le mercure, ont interdit ou éliminent progressivement l'utilisation du mercure dans les produits de consommation et industriels, et mettent un frein aux émissions industrielles de mercure (WHO, 1990; OECD, 1994; Environnement Canada et US EPA, 1997; US EPA, 1997b,c).

Les programmes de surveillance des poissons ont démontré que les tissus des poissons piscivores peuvent renfermer de fortes concentrations de MeHg. De même, les oiseaux et les mammifères, qui se nourrissent d'organismes aquatiques, par exemple de poissons, de crustacés ou de coquillages, sont susceptibles d'accumuler des concentrations toxiques de MeHg (examen de la question dans Wolfe *et al.*, 1998). Le présent rapport examine de façon exhaustive les données indiquant que les oiseaux exposés à une quantité excessive de MeHg peuvent connaître des problèmes de reproduction et de comportement, tandis que les mammifères piscivores sont plus susceptibles de souffrir de troubles neurologiques. À partir de ces conclusions, on a élaboré la Recommandation canadienne visant les résidus présents dans les tissus (RRT) pour le méthylmercure, afin de protéger les oiseaux et les mammifères piscivores.

L'élaboration de la RRT pour le MeHg a nécessité l'examen de la littérature scientifique traitant de la production, des utilisations et des sources du mercure, ainsi que des concentrations du MeHg dans le biote canadien. Les propriétés chimiques, la bioaccumulation, le devenir et le comportement du mercure, dont les importants processus de méthylation et de déméthylation de ce métal, ont été évalués dans le but de caractériser les types de sites où une contamination par le MeHg est le plus probable au Canada. Des données sur la toxicité aiguë et chronique associée à l'alimentation de certains oiseaux, tels que les plongeons, les hérons et les aigles, et de mammifères piscivores, tels que le vison et la loutre, ont été évaluées, conformément au protocole d'établissement de la RRT, pour la protection des espèces fauniques qui consomment des organismes aquatiques (CCME, 1998).

## 2.0 PROPRIÉTÉS CHIMIQUES ET PHYSIQUES

### 2.1 Propriétés

Le mercure ($Hg^0$) appartient au groupe IIb de la classification périodique des éléments et est chimiquement assez différent des deux autres membres du groupe, soit le Zn et le Cd. Par exemple, de ces trois métaux, seul le mercure peut être méthylé dans l'environnement pour former des composés d'alkylmercure [tels que le monométhylmercure ($CH_3Hg^+$) et le diméthylmercure ($(CH_3)_2Hg$)], et des composés arylés (phénylmercure) (AEP, 1992). La méthylation se fait par transfert non enzymatique de groupes méthyles ($CH_3$) de la méthylcobalamine ($CH_3B_{12}$) sur le $Hg^{2+}$ (Robinson et Tuovinen, 1984), un processus qui sera décrit de façon plus détaillée au chapitre 5 :

$$Hg^{2+} \xrightarrow{CH_3B_{12}} \underset{\textit{Mono-MeHg}}{CH_3Hg^+} \xrightarrow{CH_3B_{12}} \underset{\textit{Di-MeHg}}{(CH_3)_2Hg}$$

Contrairement aux deux autres métaux, le mercure a une forte tendance aux interactions covalentes et possède une grande affinité chimique pour les groupes thiol (S-H). En comparaison avec ceux du cadmium ou du zinc, les complexes covalents du $Hg^{2+}$ sont plus stables de plusieurs ordres de grandeur. Par exemple, les constantes de stabilité pour le $HgCl_2$, le $CdCl_2$ et le $ZnCl_2$ sont respectivement de $10^{16}$, $10^3$ et $10^{-1}$ (AEP, 1992). Contrairement au mercure, les composés de cadmium et de zinc ne sont ni volatils, ni réduits ou méthylés par les microorganismes.

Le point de fusion du mercure est très bas (-37 °C) par rapport à celui du cadmium (321 °C) et du zinc (420 °C). Le mercure élémentaire ($Hg^0$) est le seul métal qui est liquide à la température ambiante. Il possède une tension superficielle élevée, d'où la formation de gouttelettes sphériques lorsque le liquide est libéré. Sa solubilité dans l'eau étant faible, les précipitations et les milieux aquatiques ne constituent pas de bons puits de $Hg^0$. Le Hg élémentaire est volatil, et sa volatilité augmente avec la température. Sa tension superficielle élevée et son volume d'expansion uniforme le rendent idéal pour les thermomètres, les baromètres et d'autres appareils de mesure (Smith et Rowan-West, 1996).

Théoriquement, le mercure peut exister sous divers états de valence (0, +1, et +2), et peut former des composés inorganiques autant qu'organiques. Les composés chimiques du Hg (II) sont beaucoup plus nombreux que ceux du Hg (I) (OECD, 1994). Les formes inorganiques comprennent les halogénures $HgCl_2$, $HgBr_2$, et $HgI_2$, très stables et assez solubles dans l'eau, ainsi que la forme dissociée soluble dans l'eau $HgF_2$ (AEP, 1992). Parmi les anions inorganiques, c'est avec les ions chlorures que le $Hg^{2+}$ forme la plus solide liaison covalente, de sorte que les chlorures mercuriques peuvent dominer lorsque les sels de la famille des chlorures sont abondants (AEP, 1992).

En plus des sels simples, tels que le chlorure, le nitrate et le sulfate, le mercure (II) forme une importante classe de composés organométalliques. Ces derniers sont caractérisés par la fixation du mercure à un ou deux atomes de carbone pour former des composés de type RHgX et RHgR', où R et R' représentent le groupement organique (le plus souvent $CH_3$). Les plus nombreux sont ceux du type RHgX, où X peut être un anion tel que l'ion chlorure ($Cl^-$), l'ion sulfure ou l'ion sulfate ($SO_4^-$) (WHO, 1989).

La forme de mercure la plus importante sur le plan toxicologique est le méthylmercure ($CH_3Hg$). Le Hg passe facilement à travers les membranes des cellules, d'où sa toxicité pour le biote. Parmi les composés mercuriques, le méthylmercure est celui qui possède le coefficient de partage octanol/eau le plus élevé ($K_{oe}$ = $[Hg]_{octanol}$:$[Hg]_{eau}$; log $K_{oe}$ 1,7-2,5; tableau 1), ce qui constitue une indication de son affinité pour les tissus adipeux. Ce log $K_{oe}$ est modéré par rapport à celui de nombreuses substances organochlorées (p. ex. le toxaphène : 6,44; les composés de la famille du DDT : >5,5), mais c'est le fait que la lipophilie du MeHg soit combinée à son affinité pour les groupes sulfhydryles des protéines qui favorise la rétention du MeHg (Saouter *et al.*, 1993).

## 2.2 Prélèvement d'échantillons et méthodes analytiques

Jusqu'à environ la dernière décennie, de nombreuses mesures du mercure dans les échantillons d'eau étaient artificiellement élevées en raison de la contamination de ces derniers (Driscoll *et al.*, 1994). Par exemple, les concentrations de mercure mesurées dans l'eau du lac Vandercook, au Wisconsin, sont passées de plus de 200 $ng \cdot l^{-1}$ en 1983 à environ 50 $ng \cdot l^{-1}$ en 1985 et à 0,5 $ng \cdot l^{-1}$ en 1986 du fait que les chercheurs ont employé des techniques de plus en plus propres pour le prélèvement des échantillons et leur manipulation (Fitzgerald et Watras, 1989). Parallèlement, des concentrations auparavant indétectables de mercure et de MeHg (tels que ceux des échantillons d'eau filtrée) sont maintenant couramment rapportées, grâce aux améliorations apportées aux techniques analytiques. On peut aujourd'hui souvent détecter des concentrations de MeHg de l'ordre du $pg \cdot l^{-1}$ (Lee, 1987; Bloom, 1989). Lors de la troisième conférence internationale sur le mercure en tant que polluant mondial, tenue en juillet 1994, une séance complète a été dédiée aux méthodes de prélèvement et de mesure du mercure [voir Vol. 80 (1-4), Water Air Soil Pollut., 1995].

### 2.2.1 Prélèvement d'échantillons d'eau

L'utilisation de techniques de prélèvement sans contamination par des métaux traces est de plus en plus reconnue comme étant nécessaire pour les échantillons utilisés pour les analyses du mercure. D'ordinaire, des bouteilles en Téflon sont d'abord lavées avec du $HNO_3$ chaud, remplies avec une solution de HC1 de qualité analytique à 1 %, et entreposées dans des sacs en polyéthylène neufs et scellables (St. Louis *et al.*, 1994). Les bouteilles devraient être transportées sur le terrain à l'intérieur de contenants propres, pouvant également être placés à l'intérieur de sacs de plastique. Tous les manipulateurs doivent porter des gants en polyéthylène neufs. Sur le site, la bouteille est vidée de sa solution de HC1, rincée trois fois avec l'eau échantillonnée, remplie et ensuite replacée dans son sac. Si une pompe d'échantillonnage est utilisée, une tubulure en Téflon rincée à l'acide devrait être utilisée tout au long du processus. Dans les deux heures suivant le prélèvement des échantillons, une petite quantité (250 µl pour 250 ml d'eau) de HC1 concentré exempt de métaux traces est ajoutée à titre d'agent de conservation (St. Louis *et al.*, 1994).

Les échantillons non filtrés peuvent alors être utilisés pour l'analyse du mercure. En ce qui concerne les analyses du mercure dissous, la filtration devrait être réalisée avec du verre lavé à l'acide (Ramamoorthy, 1982) ou des appareils de filtration en Téflon utilisant des filtres de polycarbonate lavés à l'acide (p. ex. filtre nucléopore de 0,4 µm; Gill et Bruland, 1990; Hurley *et al.*, 1995).

### 2.2.2 Analyse du mercure total et du méthylmercure présents dans l'eau

Les méthodes d'analyse utilisées dans le monde entier pour le mercure et ses composés sont trop nombreuses pour les détailler dans ce rapport; toutefois, la méthode récemment élaborée et largement préférée est décrite ci-dessous. Des descriptions de quelques autres méthodes utilisées sont présentées dans les pages 248 à 255 dans le document du US DOH and HS (1994) figurant dans les références bibliographiques.

Bloom (1989) et Watras *et al.* (1995)[1] ont analysé le mercure total (HgT), le mercure dissous, le MeHg, ainsi que le $Hg^0$. Ils ont utilisé la chromatographie en phase gazeuse avec piégeage cryogénique et un spectrophotomètre à fluorescence atomique en vapeur froide (SFAVF) à haute sensibilité. Le méthylmercure est analysé grâce à une éthylation en phase aqueuse, suivie d'une purge du méthyléthylmercure volatil sur noir de carbone graphitisé (Carbotrap). Le $Hg^0$ est analysé en faisant barboter du $N_2$ exempt de Hg dans 500 ml d'eau échantillonnée non filtrée et non traitée pendant 20 minutes et en piégeant le Hg volatil sur de l'or. Le méthylmercure et le $Hg^0$ sont tous deux désorbés thermiquement de leurs « pièges » respectifs avant l'analyse au SFAVF. Les seuils de détection sont de 0,01-0,06 $ng \cdot l^{-1}$ pour le HgT, 0,01-0,02 $ng \cdot l^{-1}$ pour le MeHg, et 0,004-0,02 $ng \cdot l^{-1}$ pour le $Hg^0$ (Watras *et al.*, 1995).

On présente ci-dessous le résumé de cette technique standard récente élaborée par des scientifiques pour l'EPA des États-Unis (US EPA, 1996). Cette méthode est de plus en plus utilisée au Canada, notamment à l'Institut des eaux douces (MPO), à Winnipeg (St. Louis *et al.*, 1994).

Résumé de la méthode 1631 de l'EPA (US EPA, 1996).

- Un échantillon de 100 à 2 000 ml est prélevé directement dans des bouteilles de polymère fluoré, spécialement nettoyées et soumises à des essais préliminaires, suivant des techniques de manipulation d'échantillons, spécialement conçues pour le prélèvement du mercure à l'état de trace (US EPA, 1995a).
- Pour le Hg dissous, les échantillons sont filtrés avec une capsule filtrante de 0,45 µm.
- Les échantillons sont conservés en y ajoutant, à raison de 5 ml par L, du HCl 12 N, mis à l'essai préalablement (pour l'analyse autant du méthyl Hg que du Hg total) ou une solution de BrCl, si on effectue seulement l'analyse du mercure total.
- Avant l'analyse, un extrait de l'échantillon de 100 ml est placé dans un récipient de purge spécialement conçu, et une solution de BrCl 0,2 N est ajoutée afin d'oxyder tous les composés de Hg en Hg(II).
- Après l'oxydation, l'échantillon est séquentiellement préréduit avec du $NH_2OH \cdot HCl$, afin de détruire les halogènes libres, et par la suite réduit avec du $SnCl_2$, afin de transformer le Hg(II) en Hg(0) volatil.
- Le Hg(0) est extrait de la solution par purge à l'azote sur du sable enrobé d'or.

### 2.2.3 Analyse du méthylmercure présent dans les échantillons de sédiments et de tissus

[1] Ces deux auteurs ont directement participé à l'élaboration de la méthode 1631 de l'US EPA (1996).

L'analyse dans le cas des échantillons de tissus ou de sédiments est réalisée de la même façon que dans le cas des échantillons d'eau, sauf que les échantillons doivent préalablement être soit 1) digérés avec un mélange d'acide nitrique et d'acide sulfurique chaud (180 °C), 2) traités avec de l'acide nitrique et de l'acide sulfurique à une température de 60 °C et ensuite oxydés avec une solution de permanganate de potassium, l'excédent de permanganate étant titré à l'aide de peroxyde 30 %, ou 3) digérés par micro-ondes en présence d'acide nitrique. Dans tous les cas, le mercure oxydé est transformé en mercure élémentaire à l'aide d'une solution réductrice contenant du chlorure stanneux (ou du sulfate stanneux), du sulfate d'hydroxylamine et du chlorure de sodium (Hendzel et Jamieson, 1976; Scruton *et al.*, 1994). Le mercure est mis en phase vapeur et analysé par CPG/SAAVF (spectrophotométrie d'absorption atomique en vapeur froide) ou par CPG/SFAVF, tel que décrit plus haut.

Une récente modification à ces procédures est que le méthylmercure est d'abord distillé à partir de tous les types de matrice dans un récipient de Téflon, éthylé à l'aide de tétraéthylborate de sodium et sorbé sur une colonne de résine Tenax$^{MD}$ (Enka Research Institute, Anaheim CA). Le méthylmercure est ensuite extrait à l'aide de la chromatographie gaz-liquide, pyrolisé et dosé en tant que $Hg^0$ avec le SFAVF (Liang *et al.*, 1994).

L'Agence canadienne d'inspection des aliments, responsable de la surveillance des concentrations de mercure dans les poissons destinés au marché intérieur et à l'exportation, analyse le mercure total dans les tissus, en supposant que pratiquement tout le mercure présent dans les tissus des poissons est sous forme de méthylmercure (E. Burns-Flett, 1999, MPO, comm. pers.).

**Tableau 1. Propriétés physiques et chimiques du mercure.**

| Propriété[a] | Mercure mercurique-Hg (II) ($HgCl_2$) | Méthylmercure ($CH_3Hg^+$) | Mercure élémentaire ($Hg^0$) |
|---|---|---|---|
| Numéro atomique | – | – | 80 |
| Masse moléculaire | 271,5 | 215,63 | 200,59 |
| Point d'ébullition | – | $Hg(CH_3)_2$: 92 °C/98,66 kPa (4) | 356,9 °C/ 101,32 kPa (1) |
| Numéro CAS | 7487-94-7 | 22967-92-6 | 7439-97-6 |
| Conductivité | – | – | 0,022 $cal \cdot s^{-1} \cdot cm^{-3} \cdot °C^{-1}$ (1) |
| Densité | 5,4 (4) | $Hg(CH_3)_2$: 3,1874 (4) | 13,534 $g \cdot cm^{-3}$ at 25°C (4) |
| Point de fusion | – | – | 38,87 °C |
| $K_{CO}$ (carbone organique)[b] | Non disponible | Le COD augmente la solubilité (6) | Non disponible |
| log $K_{séd}$ | 3,4-4,1 (3) | 2,9-3,2 (réduit par le COD dans l'eau; 6) | – |
| log $K_{part. susp.}$ | 5,35 (2); 4,8-4,9 (10) | 5,73(2) | – |
| log $K_{oe}$ | 0,61 (5) | 1,7(7)-2,54(5) | – |
| Tension superficielle | – | – | 475 $dynes \cdot cm^{-1}$ (1) |
| Pression de vapeur, Pa | $1,87 \cdot 10^{-2}$ à 34 °C (4) | 1,13 à 20 °C MeHgCl (11) | 0,16 à 20 °C (11) $2 \cdot 10^{-3}$ à 25 °C (10) |
| Solubilité dans l'eau | 69 $g \cdot l^{-1}$ (4) | 1 $\mu g \cdot l^{-1}$ (8); | 25-30 $\mu g \cdot l^{-1}$ (9) |

Les nombres entre parenthèses renvoient aux références suivantes : (1) AEP, 1992;(2) Hurley *et al.*, 1989; (3) Hurley *et al.*, 1994; (4) RSC, 1994; (5) Halbach, 1985; (6) Miskimmin, 1991; (7) Major *et al.*, 1991; (8) Eisler, 1987; (9) Krenkel, 1974; (10) Hurley *et al.*, 1995; et (11) WHO, 1990.

[a] À l'exception de la masse moléculaire, la plupart de ces propriétés dépendent du pH, de la température, de la teneur en carbone et d'autres caractéristiques, et sont fournies en tant que valeurs générales seulement.

[b] K représente un coefficient de partage d'une substance entre la phase indiquée et l'eau (concentrations de Hg dans chaque milieu). Par exemple, $K_{oe}$=coefficient de partage octanol/eau; $K_{part. susp.}$= partage particule en suspension/eau; $K_{séd.}$= partage sédiment/eau; $K_{oc}$= partage carbone organique/eau.

## 3.0 PRODUCTION ET UTILISATIONS

### 3.1 Exploitation minière du mercure

Le mercure ne peut être créé ou détruit. Les activités humaines introduisent un surplus de mercure dans le cycle planétaire du mercure, qui serait autrement demeuré enfoui. Essentiellement, l'exploitation minière du mercure accélère le processus d'altération météorique des roches, qui se trouvent alors à libérer un excédent de mercure.

Peu de pays participent toutefois à la production de mercure à partir de l'exploitation minière du cinabre ou d'autres types de gisements. Il y a d'importantes mines de mercure notamment en Algérie, en Russie, en Chine, en Finlande, en Espagne et au Mexique (OECD, 1994; tableau 2). Le Canada ne possède aucune mine de mercure présentement en exploitation. Deux mines étaient auparavant exploitées au centre de la Colombie-Britannique, le long de la zone de la faille Pinchi. La mine de Pinchi était exploitée au début des années 1940 et brièvement au début des années 1970, et la mine de Bralorne Takla a été exploitée durant un an dans les années 1940 (Armstrong, 1946; A. Plouffe, 1999; CGC, comm. pers.).

La production de mercure résultant de l'exploitation minière a diminué de façon constante au cours des 20 dernières années (OECD, 1994). La production mondiale a diminué de 10 000 tonnes en 1970 à 5500 tonnes en 1990. Il existe cependant une importante production secondaire de mercure, qui comprend le recyclage, la récupération, et le retraitement industriel du mercure. Aux États-Unis, la production industrielle secondaire a varié entre 10 % et 20 % de la consommation totale de mercure dans les années 1985 à 1989 (Minerals Yearbook, 1989).

De 1972 à 1984, le Mexique était le principal fournisseur de Hg du pays où l'exploitation aurifère est la plus importante, soit le Brésil, qui a besoin d'environ 340 tonnes de Hg par année, principalement pour ses activités d'exploitation aurifère (Veiga *et al.*, 1995). À l'échelle mondiale, le nombre total d'exploitants de gisements aurifères utilisant l'amalgamation avec le mercure pour extraire l'or au début des années 1990 était évalué à 4 ± 1 millions de personnes (Brésil - 650 000; Tanzanie - 250 000; Indonésie - 250 000; Vietnam - 150 000) (Jernelöv et Ramel, 1994).

Aux États-Unis, les stocks de mercure sont maintenus à des fins de défense stratégique par le National Defense Stockpile (NDS) et le Department of Energy (DOE). En vertu de dispositions législatives visant le NDS adoptées en 1992, on a autorisé l'élimination du stock entier de mercure du NDS. À la fin de 1993, on évaluait à 4466 tonnes la quantité de mercure dans le groupes du NDS (US Department of Commerce, 1993)

### 3.2 Utilisations

Le mercure a été utilisé dans les amalgames dentaires, les pesticides, les thermomètres, les baromètres et les produits électriques, tels que les piles sèches, les tubes fluorescents, les interrupteurs et d'autres équipements de contrôle. Il est également utilisé en quantité importante dans la préparation électrolytique du chlore et de l'hydroxyde de sodium (industrie du chlore et de la soude caustique) (AEP, 1992). De moins grandes quantités sont utilisées dans la fabrication de catalyseurs industriels, dans les laboratoires et dans l'industrie pharmaceutique (US EPA Factsheet; www.epa.gov/OGWDW).

Selon un questionnaire de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) présenté aux pays membres (dont le Canada), les pourcentages de consommation dans ces pays pour les années 1988 à 1992 s'établissaient comme suit :

- piles et batteries – 3 % à 69 % (moyenne de 25 %);
- industrie du chlore et de la soude caustique – 2 % à 78 % (moyenne de 28 %);
- appareils électriques et appareils de mesure – 1 % à 50 % (moyenne de 16 %);
- peinture - 0,1 % à 16 % (moyenne de 10 %);
- obturations dentaires – 2 %à 51 % (moyenne de 7 %);
- autres utilisations, dont les thermomètres et les utilisations en laboratoire (moyenne de 14 %) (OECD, 1994).

Fehr et Dennis (1975) ont évalué que 75 % des semences pour les cultures céréalières de l'Alberta étaient auparavant traitées avec des composés du mercure, et que jusqu'à 120 tonnes de composés organiques du mercure ont été appliquées aux terres de l'Alberta et de la Saskatchewan de 1930 à 1972. Au cours de cette période, on a observé que les oiseaux granivores et prédateurs, de même que leurs œufs, renfermaient des concentrations élevées de méthylmercure provenant des traitements fongicides des graines. Une partie du mercure utilisé dans les 95 produits agricoles à base de mercure ayant été enregistrés pour utilisation pourrait encore constituer un élément du cycle du mercure. Au début des années 1990, il restait encore quatre fongicides à base de mercure enregistrés pour utilisation au Canada, tous étant destinés à l'application sur le gazon (Sang et Lourie, 1997). À partir du 31 décembre 1995, on a interdit tout nouvel enregistrement de fongicides contenant du mercure, mais les marchandises au détail restantes pouvaient être utilisées jusqu'à épuisement. On évaluait que ces stocks allaient être épuisés vers la fin de 1997.

Selon une enquête de l'OCDE, le Canada a utilisé une moyenne de 56,7 tonnes de Hg par année, de 1982 à 1991. De cette quantité, 24 tonnes ont été utilisées dans des appareils de mesure, 10 tonnes dans les amalgames dentaires, et environ 4 tonnes dans chacun des secteurs suivants : piles et batteries, thermomètres, interrupteurs électriques et laboratoires. Les industries du chlore et de la soude caustique, de la peinture et des pesticides ont utilisé environ 2 tonnes de Hg par année au Canada (OECD, 1994; tableau 3). Un sommaire des utilisations du mercure au Canada par secteur est aussi présenté dans Pilgrim et EMAN (1998).

Les fabriques de chlore et de soude caustique utilisant des cellules à mercure encore en exploitation au Canada sont réglementées par le gouvernement fédéral en vertu du *Règlement sur le rejet de mercure par les fabriques de chlore*[2] et du *Règlement sur le mercure des effluents de fabriques de chlore*[3], relativement au rejet de mercure dans l'environnement. Les fabriques de chlore et de soude caustique produisent du chlorure de sodium et de l'hydroxyde de sodium (utilisés par l'industrie des pâtes et papiers) en procédant à l'électrolyse d'une saumure à l'aide de cellules à mercure. Un rapport de situation, préparé par Environnement Canada, présente un bilan des pertes de mercure issues des fabriques de chlore et de soude caustique utilisant des cellules à mercure dans les effluents, les émissions, certains produits et les déchets solides, et ce, pour les cinq fabriques exploitées au Canada de 1986 à 1989. Au cours de cette période, les pertes totales de mercure dans les effluents ont diminué de 88,07 $k \cdot an^{-1}$ (1986) à 46,29 $kg \cdot an^{-1}$ (1989). Les émissions totales de mercure au cours de ces quatre années sont passées de 680,56 $kg \cdot an^{-1}$ (1986) à 547,18 $kg \cdot an^{-1}$ (1989). Les pertes

[2] Rejet de mercure par les fabriques de chlore - Règlement, DORS/90-130.
[3] Mercure des effluents de fabriques de chlore - Règlement, C.R.C., c.811.

totales de mercure dans des produits et les déchets solides pour toutes les fabriques au cours des années 1986 à 1989 ont été respectivement de 302,64 kg et 3318,13 kg (Paine, 1994).

Aux É.-U., les fabriques de chlore et de soude caustique ont utilisé la plus grande quantité de mercure (381 tonnes), suivies des piles et batteries (250 tonnes), de la peinture (192 tonnes), des interrupteurs électriques (141 tonnes) et des appareils de mesure (87 tonnes; OECD, 1994). Ces chiffres sont pour l'année 1989, et ont été obtenus par l'OCDE lors de son enquête publiée en 1994 (tableau 3).

Parce que le mercure est un important polluant atmosphérique transporté sur de longues distances, le déclin de son utilisation aux É.-U. (auparavant le plus important utilisateur de Hg au monde; 1214 tonnes utilisées en 1989), peut avoir des répercussions à long terme importantes sur le cycle du mercure au Canada. Aux É.-U., l'utilisation de produits contenant du mercure a été en 1990 3,6 fois moins importante qu'en 1968, l'année record. Une raison importante de ce déclin est le fait que le mercure n'est plus utilisé dans le domaine de l'agriculture, dans les amalgamations, dans l'industrie des pâtes et papiers et dans l'industrie pharmaceutique. Les appareils électriques, les piles et batteries et les fabriques de chlore et de soude caustique comptent chacun pour un tiers de la consommation. La peinture comptait pour jusqu'à 18 % de la consommation de mercure jusqu'en 1990, moment où une diminution s'est produite, suite à de nouvelles restrictions relativement à l'utilisation du mercure dans les peintures. Par ailleurs, l'utilisation dans les piles et batteries a connu une tendance à la baisse importante de 1989 à 1990, alors que d'autres utilisations ont moins varié depuis 1984 (OECD, 1994).

### 3.2.1 Réduction de l'utilisation

Le mercure et ses composés sont maintenant classés comme des substances toxiques persistantes de niveau 1, sur une liste préparée par Environnement Canada et l'Environmental Protection Agency des É.-U., dans le cadre d'une stratégie bilatérale visant à éliminer les substances toxiques anthropiques présentes dans le bassin des Grands Lacs (Environnement Canada et US EPA, 1997). Des objectifs relatifs à la réduction de l'utilisation des composés du mercure ont ainsi été établis par chaque pays.

L'objectif des É.-U. est d'atteindre à l'échelle nationale une réduction de 50 % de l'utilisation du mercure, ainsi qu'une réduction de 50 % des rejets de mercure provenant de sources associées aux activités humaines. La lutte contre les rejets concernera tant les émissions atmosphériques nationales que les rejets dans les eaux du bassin des Grands Lacs. Cet objectif est en fait de nature provisoire et sera au besoin révisé en consultation avec les parties intéressées, suite à la diffusion du Mercury Study Report to Congress (US EPA, 1997b,c).

L'objectif canadien consiste à atteindre d'ici 2000 une réduction de 90 % des rejets de mercure (ou, lorsque cela est justifié, de l'utilisation du mercure) provenant de sources polluantes associées à l'activité humaine dans le bassin des Grands Lacs. Cet objectif est de nature provisoire et sera au besoin révisé en consultation avec les parties intéressées du bassin des Grands Lacs, suite à l'achèvement de l'ACO de 1997 (l'Accord Canada-Ontario de 1994 sur l'écosystème du bassin des Grands Lacs).

Dans leurs activités, les entreprises canadiennes du bassin des Grands Lacs ont à ce jour réussi à réduire de façon importante la teneur en mercure des piles et batteries (réduction de 60 % à 90 %), des lampes fluorescentes (44 %) et des interrupteurs, et d'autres réductions sont prévues, telles qu'une réduction de 70 % chez les fabricants de lampes fluorescentes d'ici l'an

2000 (Environnement Canada et US EPA, 1997). D'autres stratégies canadiennes sont résumées à l'annexe A.

**Tableau 2. Production mondiale de mercure à partir du minerai et des concentrés, en tonnes métriques (Metallgesellschaft, 1992 cité dans OECD, 1994)**

| 1981 | 1982 | 1983 | 1984 | 1985 | 1986 | 1987 | 1988 | 1989 | 1990 | 1991 | Pays ou continent |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 76 | 53 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | Allemagne, RF |
| 252 | 159 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | Italie |
| 1560 | 1540 | 1416 | 1520 | 1539 | 1471 | 1533 | 1499 | 967 | 962 | 52 | Espagne |
| 67 | 71 | 65 | 80 | 130 | 147 | 144 | 135 | 160 | 140 | 74 | Finlande |
| - | - | 52 | 72 | 88 | 75 | 67 | 70 | 51 | 37 | 35[b] | Yougoslavie |
| **1955** | **1823** | **1533** | **1672** | **1757** | **1693** | **1764** | **1704** | **1178** | **1139** | **161** | **Europe[a]** |
| 204 | 246 | 162 | 182 | 226 | 262 | 211 | 97 | 202 | 47 | 25 | Turquie |
| **204** | **246** | **162** | **182** | **226** | **262** | **211** | **97** | **202** | **47** | **25** | **Asie[a]** |
| 877 | 386 | 828 | 586 | 801 | 764 | 756 | 662 | 587 | 637 | 431 | Algérie |
| **877** | **386** | **828** | **586** | **801** | **764** | **756** | **662** | **587** | **637** | **431** | **Afrique** |
| 3 | 2 | 4 | 2 | 1 | - | - | - | - | - | - | République |
| 240 | 295 | 221 | 384 | 394 | 185 | 124 | 345 | 651 | 735 | 720[b] | dominicaine |
| 962 | 888 | 864 | 657 | 570 | 510[b] | 140[b] | 520[b] | 470[b] | 500[b] | 40[b] | Mexique |
| | | | | | | | | | | | États-Unis |
| **1205** | **1185** | **1089** | **1043** | **965** | **695** | **264** | **865** | **1121** | **1235** | **760** | **Amérique** |
| **4241** | **3640** | **3612** | **3483** | **3749** | **3414** | **2995** | **3328** | **3088** | **3058** | **1377** | **Pays de l'Ouest** |
| 153 | 151 | 144 | 152 | 158 | 168 | 164 | 168 | 131 | 126 | 75 | Tchécoslovaquie |
| 1700 | 1700 | 1700 | 1600 | 1600 | 1500 | 1650 | 1650 | 1500 | 1400 | 1200 | URSS[b] |
| 800 | 800 | 850 | 800 | 800 | 850 | 900 | 900 | 1200 | 930 | 1000 | Chine, RP[b] |
| **2653** | **2651** | **2694** | **2552** | **2558** | **2518** | **2714** | **2718** | **2831** | **2456** | **2275** | **Pays de l'Est** |
| **6894** | **6291** | **6306** | **6035** | **6307** | **5932** | **5709** | **6046** | **5919** | **5514** | **3652** | **Production mondiale totale** |

[a] Excluant les pays de l'Est (Tchécoslovaquie, URSS et Chine)
[b] Estimation

**Tableau 3. Tonnes métriques de mercure utilisées par année dans divers secteurs au Canada et aux États-Unis (OECD, 1994).**

| Secteurs | Canada | É.-U. |
|---|---|---|
| Années | 1982-1991 | 1989 |
| Piles et batteries | 4,3 | 250,0 |
| Thermomètres | 4,0 | S.O. |
| Obturations | 10,0 | 39,0 |
| Pesticides (enrobage des semences) | 2,0 | S.O. |
| Laboratoire | 4,0 | 18,0 |
| Matériel hospitalier | 24,0 | S.O. |
| Appareils de mesure | S.O. | 87,0 |
| Matériel électrique : | | |
| Interrupteurs | S.O. | 141,0 |
| Sources lumineuses | 4,5 | 31,0 |
| Peinture | 2,0 | 192,0 |
| Industries : | | |
| Chlore et soude caustique | 1,9 | 381,0 |
| Autres | S.O. | 40,0 |
| Autres utilisations | S.O. | 35,0 |
| Utilisation totale | 56,7 | 1214 |

S.O.= sans objet

## 4.0 SOURCES ET VOIES D'ENTRÉE DANS L'ENVIRONNEMENT

Le mercure présent dans l'environnement peut provenir de nombreuses sources, tant naturelles qu'anthropiques. Les sources naturelles comprennent les gisements mercurifères, les feux de forêt et autres combustions du bois, les volcans et la volatilisation depuis les océans. Les principales sources anthropiques comprennent la combustion du charbon et des autres combustibles fossiles, la production du chlore et de la soude caustique, les déchets de mercure présents dans les décharges ou entreposés, l'incinération des déchets, la fabrication du ciment et la fusion des métaux. Les estimations actuelles indiquent que les activités humaines ont au moins doublé ou triplé la quantité de mercure dans l'atmosphère depuis l'époque préindustrielle (Krabbenhoft et Rickert, 1995). Ces auteurs ont également déclaré que la charge atmosphérique (provenant de toutes les sources) continue d'augmenter d'environ 1,5 % par année. Plusieurs études ont évalué les contributions relatives des flux de mercure naturel et anthropique dans l'atmosphère à l'échelle de la planète (tableau 4; OECD, 1994).

**Tableau 4. Estimations des flux de mercure dans l'atmosphère à l'échelle de la planète (tonnes métriques de mercure par année).**

| Processus | Tonnes métriques de mercure par année | | | |
|---|---|---|---|---|
| Émissions anthropiques | 2000-10 000 | 3560 (910-6200) | 2000 | 4500 (3000-6000) |
| Émissions naturelles | <15 000 | 2500 (100-4900) | 3000-4000 | 3000 (2000-9000) |
| Émissions actuelles totales | 2000-<25 000 | 6060 (1010-11 100) | 5000-6000 | 7500 (5000-15 000) |
| Références | Lindqvist *et al.*, 1984 | Nriagu et Pacyna, 1988, Nriagu, 1989[a] | Fitzgerald, 1986 | Lindqvist *et al.*, 1991 |

[a] Les sources spécifiques sont répertoriées dans le tableau 5.

### 4.1 Sources naturelles et voies d'entrée

Diverses quantités de mercure sont naturellement présentes dans les roches et les matières de surface dans toutes les régions du monde. L'altération météorique, la lixiviation et le ruissellement du mercure issu des sols contribuent directement à la présence de mercure dans les eaux réceptrices. Ces processus sont augmentés par la déforestation et d'autres formes de perturbation du terrain qui favorisent la libération du mercure (Veiga *et al.*, 1994).

Les minerais mercurifères les plus abondants sont le cinabre (HgS rouge), le métacinabre (HgS noir) et la livingstonite ($HgSb_4S_7$) (D'Itri, 1972). La teneur en mercure du minéral sulfuré rouge vermillon qu'est le cinabre, dépasse 86 %. On trouve le mercure en grande quantité dans relativement peu d'emplacements dans le monde (Mitra, 1986), et il n'est pas extrait dans tous les pays possédant d'importants gîtes mercurifères. Les roches et les sols renferment habituellement des concentrations se situant entre 5 et 1000 $\mu g \cdot kg^{-1}$, les plus fortes concentrations se trouvant près des villes et certaines des plus basses concentrations, dans des sols tchernozémiques cultivés des provinces des Prairies canadiennes (Anderson, 1979).
Au Canada, les principaux gîtes de sulfure de mercure sont surtout situés dans l'Ouest (il en existe un à Clyde Forks, en Ontario). En Colombie-Britannique, des gîtes de mercure à teneurs

économiques importants ont été repérés (Nagpal, 1989), les concentrations de mercure y étant de plus de 1 $g \cdot kg^{-1}$ dans les régions de Kamloops, de Port Clements, de la rivière Bridge et de la rivière Yalakom (AEP, 1992). Aucune mine de mercure n'est exploitée actuellement au Canada (A. Plouffe, 1999, CGC, comm. pers.).

La nature volatile du mercure fait du dégazage du manteau terrestre et des émissions volcaniques d'importantes sources naturelles du mercure atmosphérique (U.S. NAS, 1977). Les volcans sous-marins (Varekamp et Buseck, 1986) et les phénomènes sismiques, tels les tremblements de terre (Varshal *et al.*, 1985), constituent d'autres sources naturelles de mercure. La formation biologique de mercure élémentaire volatil à partir du méthylmercure contribue également à la charge atmosphérique (Lindqvist *et al.*, 1991).

Tandis que la plus grande partie des émissions de mercure naturelles provient de l'altération météorique des roches et des gîtes minéraux ainsi que du dégazage, du mercure est également émis dans l'atmosphère par les feux de forêt et d'autres combustions du bois. Par exemple, les émissions annuelles dans l'atmosphère résultant des feux naturels dans la région de la forêt boréale au Manitoba, ont été estimées à 20 $g\ Hg \cdot ha^{-1}$, ce qui représente 0,02 % des émissions provinciales annuelles issues des sources naturelles et donne lieu à d'importantes émissions ponctuelles. Dans cette évaluation, on a considéré que la concentration de Hg dans le bois est de 0,4 ppm et qu'environ 0,08 ppm est libéré dans l'atmosphère au cours des feux (Williamson, 1986). À l'échelle mondiale, on évalue que les feux de forêt libèrent 20 tonnes de Hg dans l'atmosphère chaque année, ce qui constitue moins de 1 % des émissions naturelles totales telles qu'évaluées par Nriagu (1989). La combustion intentionnelle du bois a été évaluée comme représentant 60 à 300 tonnes de Hg (soit environ 5 % de toutes les émissions anthropiques en 1983).

La proportion des espèces de mercure et des sources de mercure et de méthylmercure (MeHg) varie selon les types de lacs. Dans les lacs d'infiltration (sans apport d'eau de surface), pratiquement tout le MeHg est formé au sein du lac (Watras *et al.*, 1994). Dans les lacs alimentés par des eaux de surface, une quantité importante de mercure inorganique ou organique peut provenir du bassin de drainage sous forme de complexes constitués avec le carbone organique dissous (COD) ou des particules (Lee et Hultberg, 1990; Lee et Iverfeldt, 1991); ce mercure s'ajoute ainsi aux sources atmosphériques directes et au résultat de la méthylation nette dans les lacs. Les processus de production et de transport du MeHg vers les milieux aquatiques sont présentés de façon plus détaillée au chapitre 5.

Les bassins hydrographiques ont tendance à constituer des puits nets de mercure, la quantité de mercure retenue dépendant souvent de la proportion de milieux humides dans le bassin hydrographique (Mierle, 1995). Une plus grande quantité de mercure et de méthylmercure est exportée vers l'aval dans les bassins hydrographiques dominés par des milieux humides parce que le mercure y forme des complexes avec la matière organique dissoute (Mierle et Ingram, 1991; Engstrom *et al.*, 1994; Rudd, 1995). De plus, une plus grande quantité de mercure pénètre habituellement les lacs dont la superficie est petite par rapport à celle de leur bassin de drainage. On a aussi observé que plus le rapport $S_{bass.}/S_{lac}$ est élevé, plus les concentrations de mercure dans certains poissons de l'Ontario sont élevées (Suns et Hitchin, 1990).

## 4.2 Sources anthropiques

Parmi les sources importantes de mercure qui contaminent l'environnement canadien, la fusion des métaux, l'incinération des déchets solides municipaux et des boues d'épuration, la combustion des combustibles fossiles et la fabrication de ciment sont présentement considérées comme les plus importantes.

En comptant toutes les sources canadiennes, les rejets canadiens ont été évalués à 40 tonnes au cours de l'année 1978, 31 tonnes en 1982 (Jaques, 1987), 33 tonnes (Environment Canada, 1997; L. Trip, 1999; Environnement Canada, comm. pers.), ou 43 tonnes (EPRI, 1996) en 1990, et ont diminué à 12 tonnes en 1995 (Environment Canada, 1997; L. Trip). Le déclin observé en 1995 était surtout lié à la fermeture d'une fonderie à Flin Flon, au Manitoba, ce qui a entraîné une réduction des émissions totales des fonderies à 26 % (< 5 tonnes) des rejets totaux de mercure au Canada. Cela a également réduit de plus de 50 % les rejets nationaux totaux estimés. En 1995, les émissions atmosphériques de mercure ont totalisé environ 143 tonnes aux É.-U. (Pilgrim et EMAN, 1998), par rapport à 280 tonnes en 1990. En 1990, environ deux tiers des rejets canadiens (22 tonnes) provenaient de la fusion des métaux non ferreux. Le deuxième plus important secteur responsable des rejets en 1990 était l'incinération des déchets solides municipaux et des boues d'épuration, totalisant 9,4 % (de 33 tonnes), ou 3,1 tonnes (L. Trip, données inédites). Les rejets anthropiques canadiens de mercure pour les années 1990 et 1995 provenant de tous les secteurs sont indiqués à la figure 1, et les rejets de chaque province pour l'année 1990 sont indiqués à la figure 2[4].

En 1995, les rejets déclarés pour l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) ont totalisé 2,4 tonnes de mercure (INRP, 1997). Le plus important émetteur était Cominco Ltd., à Trail, C.-B., qui a déclaré avoir rejeté 1,8 tonnes dans l'atmosphère et 60 kg dans le fleuve Columbia. L'ensemble des autres industries canadiennes ont déclaré au total 476 kg dans l'atmosphère et 11 kg dans l'eau (INRP, 1997). Les rejets déclarés ne constituent qu'une fraction des rejets réels totaux actuels de mercure dans l'environnement. L'écart est principalement dû à des sources comme la combustion des combustibles fossiles qui ne sont pas comprises dans de l'INRP[5], mais qui sont toutefois comprises dans les estimations nationales présentées plus haut (L. Trip, 1999; Environnement Canada, comm. pers.).

À l'échelle mondiale, les principales émissions atmosphériques de mercure proviennent de la combustion du charbon et de l'incinération de déchets solides, tandis que les principaux rejets dans l'eau proviennent des activités de fabrication. Nriagu et Pacyna (1988) et Nriagu (1989) ont évalué les rejets mondiaux de mercure dans l'atmosphère, les sols et l'eau pour l'année 1983, en indiquant toutes les sources anthropiques ainsi que le total pour les sources naturelles (tableau 5). Même si la part anthropique a diminué du fait d'une réduction de l'utilisation, certains chercheurs s'entendent sur le fait que les sources anthropiques constituent toujours environ la moitié des rejets mondiaux (voir plus haut le tableau sur les flux estimés; Lindqvist *et al.*, 1984, 1991; Fitzgerald, 1986).

On a estimé que le mercure atmosphérique de sources anthropiques provient pour moitié de la combustion des combustibles fossiles à l'échelle mondiale, le reste provenant de la volatilisation des fongicides, des peintures, des activités de fabrication, de l'exploitation minière, de l'incinération des déchets, de la détérioration des piles et batteries, des lampes fluorescentes et

[4] Les données relatives aux rejets provinciaux pour l'année 1995 n'étaient pas disponibles au moment de la rédaction (L. Trip).
[5] Une annexe contenant a) une compilation exhaustive des données nationales sur les rejets et les émissions, et b) des données et de l'information détaillées sur les mesures de lutte et les techniques de traitement est en préparation.

de diverses autres sources (Douglas, 1991). Il existe moins d'installations de production de chlore et de soude caustique qu'auparavant, mais les centrales thermiques alimentées au charbon et la combustion des produits pétroliers (essence, pétrole, etc.), qui émettent du mercure en phase vapeur directement dans l'atmosphère continuent de constituer des sources importantes. Une estimation a établi les rejets mondiaux à 2214 tonnes en 1990. Selon cette estimation, ce sont les pays asiatiques qui ensemble avaient émis la plus grande quantité de mercure dans l'atmosphère, totalisant 44 % des émissions mondiale (976 tonnes; L. Trip, 1999; Environnement Canada, comm. pers.). En 1990, l'Amérique du Nord, l'Europe de l'Ouest et l'Europe de l'Est avec les pays de l'ancienne URSS ont chacun émis environ 15 % des émissions mondiales, soit 330 à 349 tonnes de mercure (figure 3). En 1990, les émissions nord-américaines ont totalisé 330 tonnes, les États-Unis ayant été responsables de 84,9 % de celles-ci, le Canada, de 9,4 % et le Mexique, de 5,7 % (figure 3).

Les déchets solides renfermant du mercure sont une source de contamination environnementale contre laquelle on pourrait lutter efficacement. Par exemple, l'US EPA (1992) a prédit que la quantité globale de mercure présente aux É.-U. dans les déchets solides diminuerait au cours des années 1990, passant d'un total de 709 tonnes en 1989 à 173 tonnes en l'an 2000 (tableau 6)[6]. La quantité de mercure issu des piles et batteries était également censée diminuer pour passer d'environ 621 tonnes en 1989 à 98 tonnes en l'an 2000, en raison principalement de la réduction de l'utilisation du mercure dans ces produits. Cependant, l'US EPA a aussi prédit que le mercure présent dans les déchets solides issus des produits électriques d'éclairage, augmenterait lentement, passant d'environ 27 tonnes en 1989 à 41 tonnes en l'an 2000 (Smith et Rowan-West, 1996).

Au Canada, le mercure présent dans les déchets solides n'a pas été chiffré (G. Ironside, Environnement Canada, comm. pers.). Si on suppose que le profil d'utilisation du mercure au Canada est semblable à celui des É.-U., les valeurs citées pour les É.-U. dans le paragraphe précédent peuvent être réduites par un facteur d'environ dix pour évaluer les quantités de mercure dans les déchets solides au Canada.

Même si de nombreuses sources ponctuelles de mercure ont été éliminées, le transport atmosphérique du mercure sur de longues distances demeure élevé en Amérique du Nord, par rapport à l'époque préindustrielle (Engstrom *et al.*, 1994). Selon une estimation planétaire, environ un tiers du mercure atmosphérique proviendrait des océans et un tiers proviendrait de processus terrestres naturels, tels que le dégazage et l'altération météorique des roches (Fitzgerald, 1986). Les sources atmosphériques restantes ont été attribuées à la production, à l'utilisation et à l'élimination du mercure par les humains.

Les rejets et l'utilisation du mercure diminuent au Canada et aux États-Unis, mais, en raison de la persistance des composés du mercure dans l'environnement, les anciens rejets contribuent à la charge atmosphérique actuelle et à la redistribution du mercure dans l'environnement. Les sources du mercure, ses utilisations et son recyclage dans l'environnement sont examinés dans Nriagu (1979, 1989), CMI (1990), AEP (1992), Watras *et al.* (1994), et Rudd (1995).

Lors d'une récente réunion du Comité scientifique sur les problèmes de l'environnement (SCOPE, Stockholm 1993), on a conclu que les sources anthropiques comptent pour environ 50 % du mercure atmosphérique (Jernelöv et Ramel, 1994). Selon le groupe d'experts sur les phénomènes atmosphériques liés au mercure (EPMAP), qui s'est réuni en mars 1994, jusqu'à 75 % des émissions totales pourraient provenir de sources anthropiques (EPMAP, 1994).

[6] Aux É.-U., l'exploitation minière du mercure a cessé en 1991. En 1994, on y a aussi suspendu les ventes des stocks de mercure.

L'EPMAP a également déclaré que les données historiques sur les dépôts de mercure dans les sédiments des lacs et des tourbières indiquent que les concentrations atmosphériques planétaires de mercure ont augmenté par un facteur d'environ trois (plutôt que par un facteur de deux, tel que mentionné plus haut) depuis l'époque préindustrielle. Tous les experts s'entendent sur le fait que des estimations précises sont difficiles à réaliser, étant donné qu'il est actuellement impossible d'évaluer avec exactitude la portion recyclée des composés du mercure émis par la surface de la terre, océans compris.

**Tableau 5. Estimations des émissions mondiales de mercure (tonnes métriques par année) dans l'atmosphère, le sol et l'eau en 1983 (tirées de Nriagu et Pacyna, 1988, et Nriagu, 1989).**

| Sources | Atmosphère [a] min. max. | Eau min. max. | Sol [b] min. max. |
|---|---|---|---|
| Déchets agricoles | aucune estimation | aucune estimation | 0 1700 |
| Dépôt atmosphérique | S.O. | 220 1800 | 630 4300 |
| Combustion du charbon | 650 3500 | 0 3600 | 370 4800 |
| Déversement des boues d'épuration | S.O. | 10 310 | S.O. |
| Déchets d'exploitation forestière et autres déchets de bois | aucune estimation | aucune estimation | 0 2200 |
| Procédés de fabrication | aucune estimation | 20 2300 | aucune estimation |
| Exploitation minière de métaux | contribution négligeable | 0 150 | aucune estimation |
| Résidus miniers | aucune estimation | aucune estimation | 550 2800 |
| Production de métaux non ferreux | 45 220 | 0 40 | 0 80 |
| Fabrication et utilisation d'engrais phosphatés | contribution négligeable | aucune estimation | aucune estimation |
| Incinération de déchets<br>Municipaux<br>Boues d'épuration | <br>140 2100<br>15 60 | aucune estimation | aucune estimation |
| Scories et déchets de fusion | aucune estimation | aucune estimation | 50 280 |
| Déchets urbains | aucune estimation | aucune estimation | 0 260 |
| Élimination de produits commerciaux | aucune estimation | aucune estimation | 550 820 |
| Eaux usées | S.O. | 0 600 | 10 800 |
| Combustion du bois | 60 300 | aucune estimation | aucune estimation |
| **Rejets totaux (médiane)** | 910 6180 (3560) | 250 8800 (4600) | 2140 18 040 (8300) |
| **Sources naturelles (médiane)** | 100 4900<br>2500 | aucune estimation | aucune estimation |

[a] Contributions négligeables : combustion des hydrocarbures, production de zinc et de cadmium, production secondaire des métaux non ferreux, fabrication de produits de l'acier et du fer, production de ciment, et sources mobiles.

[b] Décharges comprises

**Tableau 6. Rejets[a] de mercure (tonnes par année) dans les déchets solides urbains aux É.-U. 1970 à 2000 (sources : US EPA,1992; Smith et Rowan-West, 1996).**

| Produits | 1970 | 1980 | 1989 | 1995 | 2000 |
|---|---|---|---|---|---|
| Usages dentaires | 9,3 | 7,1 | 4,0 | 2,9 | 2,3 |
| Éclairage électrique | 19,1 | 24,3 | 26,7 | 33,6 | 40,9 |
| Thermomètres pour la fièvre | 12,2 | 25,7 | 16,3 | 16,9 | 16,8 |
| Piles pour appareils photos à film-pack | 2,1 | 2,6 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| Piles domestiques | 310,8 | 429,5 | 621,2 | 176,6 | 98,5 |
| Interrupteurs de lampe au mercure | 0,4 | 0,4 | 0,4 | 1,9 | 1,9 |
| Résidus de peinture | 30,2 | 26,7 | 18,2 | 2,3 | 0,5 |
| Pigments | 32,3 | 23,0 | 10,0 | 3,0 | 1,5 |
| Enduits pour papiers spéciaux | 0,1 | 1,2 | 1,0 | 0,0 | 0,0 |
| Thermostats | 5,3 | 7,0 | 11,2 | 8,1 | 10,3 |
| Rejets totaux | 421,8 | 547,5 | 709,0 | 245,3 | 172,7 |

[a] Rejets avant la récupération (certains déchets solides urbains peuvent être récupérés pour recyclage).

## 5.0 DEVENIR ET COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT

Tandis que le chapitre 4 décrivait les sources du mercure et présentait un tableau général de son transport dans l'environnement, le présent chapitre se penche sur le détail du comportement des diverses espèces de mercure. Dans les écosystèmes, la forme et la mobilité du mercure dépendent des caractéristiques environnementales. Les facteurs propres aux sites qui régulent la production nette (bilan de la méthylation et de la déméthylation), la photodégradation et la distribution du MeHg dans les phases gazeuse, dissoute et solide sont d'une importance particulière, étant donné que le MeHg est beaucoup plus toxique et beaucoup plus facilement bioaccumulé que toute autre forme de mercure.

Le cycle du mercure englobe le devenir, le comportement et le transport du mercure dans l'environnement. Pour les besoins du présent rapport, le devenir est décrit comme la quantification et le mouvement des diverses espèces de mercure au sein des différentes phases (phases gazeuse, liquide et colloïdale, particules en suspension, sédiments et biote) présents dans les lacs et les bassins hydrographiques. La sorption, la désorption, la diffusion, la volatilisation et la transformation (réduction, méthylation, déméthylation) comptent parmi les processus dans lesquels entrent les diverses espèces de mercure.

En ce qui a trait au mercure inorganique, le processus le plus important sur le plan toxicologique est la méthylation. En ce qui a trait au MeHg, les processus déterminant son devenir sont la déméthylation et la photodégradation. La diffusion du MeHg par absorption et bioaccumulation dans les organismes vivants constituent des éléments du cycle du mercure qui seront examinés de façon plus détaillée dans le chapitre suivant.

### 5.1 Le cycle du mercure

Le cycle d'une substance chimique comprend l'ensemble des entrées et sorties d'un système, ainsi que le transport et la transformation des espèces chimiques au sein de ce système (Zillioux *et al.*, 1993). Le transport du mercure, en particulier du MeHg, entre les divers compartiments biotiques et abiotiques, constitue un sujet de préoccupation lorsqu'il met en péril la santé des organismes aquatiques ou des humains.

Le cycle du mercure dans les écosystèmes aquatiques est compliqué par la présence de nombreuses espèces possibles du mercure, ainsi que par les variables agissant sur la spéciation. Au cours de la dernière décennie, il y a eu augmentation importante de notre connaissance des concentrations environnementales des espèces du mercure, grâce à l'élaboration de protocoles d'échantillonnage rigoureux empêchant toute contamination des échantillons et aux améliorations apportées aux analyses du mercure et du MeHg (Gill et Fitzgerald, 1985, 1987; Driscoll *et al.*, 1994). Les concentrations habituelles de mercure dans les eaux « non contaminées » (épilimniques) de lacs du nord des É.-U., sont d'environ 0,5 à 4 $ng \cdot l^{-1}$ (Hurley *et al.*, 1994; Watras *et al.*, 1994), le MeHg comptant pour une petite partie du total.

De façon générale, le cycle aquatique du mercure comporte les éléments suivants : dépôt atmosphérique important, dépôt dans les sédiments, réémission dans l'atmosphère sous forme de Hg élémentaire ($Hg^0$), méthylation et déméthylation se produisant au sein du lac ou du bassin hydrographique (figure 4; Watras *et al.*, 1994, 1995), et transport dans les cours d'eau et les eaux souterraines (ruissellement et infiltration; Hurley *et al.*, 1994). Une partie du mercure

total s'accumule dans le biote, avec bioamplification du MeHg dans les niveaux trophiques supérieurs des réseaux alimentaires.

Le dépôt atmosphérique est directement responsable de la plus grande partie du mercure dans les bassins hydrographiques exempts de sources ponctuelles ou d'importantes sources naturelles de contamination (figure 4). Les dépôts humide et sec de mercure dans les lacs sont en grande partie sous forme de mercure inorganique (principalement du $Hg^{2+}$; Winfrey et Rudd, 1990) et comportent très peu de MeHg (Bloom et Watras, 1989). Le transport atmosphérique du mercure sur de longues distances peut entraîner le dépôt de mercure dans des milieux situés à des milliers de kilomètres des sources émettrices, mais environ la moitié des dépôts atmosphériques se produisent dans un rayon de 1000 km (EPMAP, 1994).

Dans les eaux de surface, les ions mercuriques ($Hg^{2+}$) peuvent être réduits par voie microbienne pour former du mercure élémentaire (Ramamoorthy *et al.*, 1983). Une réduction photochimique peut également se produire par exposition aux UVB solaires (Amyot *et al.*, 1994). La plupart des eaux de surface sont sursaturées de $Hg^0$, et comme ce dernier est volatil, il est susceptible d'être réémis dans l'atmosphère (Vandal *et al.*, 1991; Driscoll *et al.*, 1994). De petites quantités de MeHg peuvent également se volatiliser (en particulier le diméthylmercure), mais le $Hg^0$ est de loin le plus important composant dans la concentration atmosphérique totale du mercure gazeux (Schroeder *et al.*, 1991). Les réémissions constituent d'importantes sources de mercure dans le cycle planétaire et peuvent donner lieu, par oxydation, à la formation de $Hg^{2+}$ et retomber dans les eaux de surface en association avec les précipitations ou les dépôts secs (figure 4).

La production océanique et les émissions de $Hg^0$ qui en découlent constituent une facette particulièrement importante du cycle planétaire du Hg. Cela est particulièrement vrai près des marges océaniques (Cossa *et al.*, 1996). Les océans reçoivent environ 90 % de leur mercure sous forme de $Hg^{2+}$ provenant des dépôts atmosphériques humides et secs. Le mercure élémentaire représente environ 5 % à 30 % du Hg total présent dans les eaux océaniques (Mason *et al.*, 1994). La production biologique de $Hg^0$ a été signalée en haute mer, dans les mésocosmes côtiers et dans les fjords en permanence anoxiques de la Norvège (Vandal *et al.*, 1991). Tandis que les réémissions du $Hg^0$ volatil entraînent une déplétion des espèces réactives de Hg ($Hg^{2+}$) dans des endroits où ces dernières auraient pu être méthylées, la remise en circulation continue du Hg dans l'atmosphère prolonge l'impact du Hg anthropique sur les écosystèmes aquatiques. Cela est dû au fait que, tandis que la plus grande partie du Hg déposé dans l'océan est remise en circulation dans l'atmosphère, l'environnement terrestre et les écosystèmes d'eau douce deviennent les principaux puits du Hg atmosphérique (Mason *et al.*, 1994).

Un fois dans les lacs, la plus grande partie du mercure se lie à des particules et se dépose rapidement sur les sédiments, où elle peut être enfouie ou transformée. De tous les sites de liaison, les particules sont considérées comme les sites les plus importants et peuvent entraîner par sédimentation l'élimination efficace du mercure de la colonne d'eau. Le méthylmercure, en particulier le $HgCl_2$, se lie assez solidement aux particules en suspension (tableau 1). Une fois au fond, le mercure forme du HgS, ou est adsorbé sur des matières organiques, l'argile, et des oxydes de Fe ou de Mn (Miller, 1975; Jackson, 1989).

L'eau lacustre profonde se trouvant près de l'interface eau-sédiment est souvent riche en mercure, par rapport aux autres zones du lac. Comme il a été observé que les concentrations de mercure associé aux particules sont plus élevées dans les couches profondes que dans les couches supérieures des lacs stratifiés, on a conclu que le Hg allochtone (c.-à-d. provenant de

l'extérieur du lac) était capté par les particules dans les couches d'eau supérieures et entraîné vers le fond par celles-ci (Watras *et al.*, 1994). L'autre hypothèse possible est que les eaux profondes sont riches en mercure associé aux particules en raison de sa remise en suspension depuis les sédiments. Cette remise en suspension peut se produire sous l'action de la turbulence causée par les courants ou la bioturbation. On sait que les tubificidés, les mollusques bivalves, les chironomes et d'autres invertébrés, et même les poissons, peuvent réintroduire le mercure dans la colonne d'eau en perturbant les sédiments (Andersson *et al.*, 1990).

La diffusion du mercure dans l'eau interstitielle (déplacement dans les sédiments) n'est pas documentée en ce qui a trait à de nombreux types de lacs. Des mesures prises dans l'eau interstitielle des sédiments d'un lac d'infiltration ont indiqué une diffusion moyenne du mercure total de $1{,}4 \cdot 10^{-8}$ ng·cm$^{-2}$·s$^{-1}$ (gradient de concentration de 15-35 ng·l$^{-1}$; Hurley *et al.*, 1994). Les auteurs ont considéré que le flux de diffusion depuis les sédiments jusque dans la colonne d'eau était minime par rapport à la redissolution du mercure lié aux matières particulaires tombées récemment à la surface des sédiments. Par rapport à d'autres métaux, comme le fer, la libération de mercure des sédiments de fond est loin d'être aussi dépendante des réactions d'oxydo-réduction (Hurley *et al.*, 1991).

Le ruissellement et l'infiltration du mercure lié aux particules ou à la matière organique dissoute provenant des bassins hydrographiques peuvent également introduire des formes de mercure tant inorganiques que méthylées dans les lacs et les rivières. Des augmentations importantes du mercure total et du MeHg peuvent se produire quand des eaux souterraines alimentant des terres humides aboutissent dans des cours d'eau ou à cause de ruisseaux traversant des milieux humides (Krabbenhoft *et al.*, 1995). Une fois dans les eaux de surface, le mercure peut pénétrer dans les sédiments, tel que décrit plus haut, être transformé (p. ex. méthylé ou déméthylé) et/ou pénétrer dans le biote. Le MeHg a plus d'affinité pour la matière organique et les tissus biologiques[7] que le mercure inorganique du fait qu'il se lie facilement avec les groupes sulfhydryles des protéines, et peut donc se concentrer préférentiellement dans les poissons ou d'autres organismes aquatiques.

De nombreuses études ont indiqué l'importance du carbone organique dans la formation et le transport des composés de mercure (Ramamoorthy et Kushner, 1975; Lee et Iverfeldt, 1991; Mierle et Ingram, 1991; Miskimmin, 1991; St. Louis *et al.*, 1994). Il y a peu de doute quant au fait que le carbone organique dissous (COD – souvent mesuré en termes de « couleur ») peut augmenter la solubilité apparente du mercure. Par exemple, le transport du mercure à partir des bassins hydrographiques vers les lacs est étroitement lié au transport des matières humiques (COD; Mierle et Ingram, 1991). Hurley *et al.* (1995) ont trouvé une corrélation positive entre le pourcentage de milieux humides dans le bassin hydrographique et l'apport de MeHg dans les rivières. Dans le nord de l'Ontario, même si les bassins hydrographiques des hautes terres exempts de milieux humides introduisaient dans les lacs plus de mercure total par unité de surface, les secteurs des bassins hydrographiques renfermant des milieux humides riches en COD introduisaient 26 à 79 fois plus de MeHg que les hautes terres (St. Louis *et al.*, 1994). Étant donné que la proportion de MeHg transporté depuis les bassins hydrographiques dépend de la production biotique et abiotique de MeHg, le taux de méthylation du mercure est probablement très élevé dans les milieux humides, où les quantités de carbone organique et l'activité bactérienne sont habituellement élevées.

[7] Le MeHg montre des valeurs de log $K_{oe}$ relativement peu élevées, p. ex. 1,6 ± 0,2 (Major *et al.*, 1991) ou 2,5 (Halbach, 1985).

Selon les saisons, le mercure présent dans la colonne d'eau varie : il y est moins abondant en hiver qu'en été, parce que la glace des lacs bloque les dépôts atmosphériques et que la plus grande partie de la sédimentation des particules a déjà eu lieu (Watras *et al.*, 1994). Il existe également un facteur saisonnier dans le cycle du méthylmercure. On a remarqué que les concentrations de méthylmercure dans l'eau étaient plus élevées à la fin de l'été qu'à tout autre moment de l'année, tant dans des rivières (Hurley *et al.*, 1995) que dans des lacs (Watras *et al.*, 1995). Ramlal *et al.* (1993) ont observé la même tendance saisonnière en ce qui a trait aux taux nets de méthylation, mesurés dans des carottes de sédiments du nord de l'Ontario. Les concentrations de méthylmercure étaient plus élevées à la fin de l'été en raison de l'accroissement de l'activité bactérienne lié à celui des températures durant la saison, d'où une accumulation de MeHg. La méthylation, mais pas la déméthylation, était stimulée par les températures estivales élevées; la situation inverse a été observée dans les conditions froides d'hiver (Ramlal *et al.*, 1993). En général, la production nette de MeHg dans les lacs est augmentée par les facteurs qui favorisent l'activité bactérienne, et le Hg total diminue lorsque la glace bloque les dépôts atmosphériques. Le cycle aquatique du mercure est examiné dans Driscoll *et al.* (1994) et Zillioux *et al.* (1993). De plus, un modèle mathématique du cycle biogéochimique du mercure dans les lacs a été conçu par Hudson *et al.* (1994).

## 5.2 La méthylation et la déméthylation du mercure

Avant le milieu des années 1960, on croyait que le mercure inorganique était plutôt inerte dans l'environnement. Par la suite, on a démontré que le mercure inorganique pouvait être méthylé par des microorganismes pour former du MeHg, ce dernier étant bioamplifié dans les réseaux alimentaires (Wood *et al.*, 1968; Jensen et Jernelöv, 1969). La production du méthylmercure correspond au bilan de la méthylation et de la déméthylation. Quand du MeHg est détecté dans l'environnement, c'est que la méthylation a été plus importante que la déméthylation.

Étant donné que la méthylation et la déméthylation coexistent toujours, le bilan de ces deux réactions dans l'écosystème aquatique est appelé production nette de MeHg. De nombreux facteurs influent sur le taux de production nette de MeHg dans l'eau, dont la concentration de $Hg^{2+}$, la composition de la population microbienne, la teneur en éléments nutritifs et en minéraux du substrat, le pH, la température, le potentiel d'oxydo-réduction, les matières organiques dissoutes et particulaires, le fer et le sulfate. La méthylation opérée par des microorganismes présents naturellement est probablement limitée par les processus agissant sur la disponibilité du mercure inorganique (Ramamoorthy *et al.*, 1982; Winfrey et Rudd, 1990). Des études réalisées antérieurement indiquaient que les microorganismes produisent le MeHg dans des conditions anaréobies (Jensen et Jernelöv, 1969). Subséquemment, la méthylation aérobie a été démontrée (Rissanen *et al.*, 1970), et l'idée que la méthylation survient dans des milieux tant aérobies qu'anaérobies est aujourd'hui largement acceptée.

Le MeHg est formé principalement par le transfert microbien de groupes méthyles ($CH_3$) au mercure inorganique (p. ex. formation de $CH_3Hg^+$ à partir de $Hg^{2+}$; Robinson et Tuovinen, 1984). On croit que la méthylcobalamine est le seul agent de méthylation non enzymatique capable de transférer un groupe méthyle à un ion mercurique. Elle peut transférer des groupes sous forme de carbanion ($CH_3^-$) et de radical méthyle ($CH_3\bullet$) pour produire du méthylmercure et du diméthylmercure (D'Itri, 1991), comme suit :

$$Hg^{2+} \xrightarrow{CH_3B_{12}} \underset{\textit{Mono-MeHg}}{CH_3Hg^+} \xrightarrow{CH_3B_{12}} \underset{\textit{Di-MeHg}}{(CH_3)_2Hg}$$

Dans des conditions anaérobies, on a démontré que la méthylcobalamine était présente et que la réaction nécessite de l'ATP et de l'hydrogène comme source d'électrons (Wood *et al.*, 1968; Robinson et Tuovinen, 1984). Par ailleurs, on soupçonne l'existence d'une méthylation enzymatique opérée par trois coenzymes principales, mais ce processus n'est pas confirmé (D'itri, 1991).

Tandis que la méthylation biotique constitue le processus dominant, une certaine méthylation abiotique du mercure se produit avec des dérivés méthylés du plomb, de l'étain et du silicium (AEP, 1992), ainsi qu'en présence de concentrations élevées de matières humiques (6380 $mg \cdot l^{-1}$; Nagase *et al.*, 1982), et aussi avec ions métalliques (matières humiques >170 $mg \cdot l^{-1}$; Lee *et al.*, 1985).

La déméthylation a d'abord été découverte par Furukawa *et al.* (1969), environ au même moment que la méthylation. La déméthylation est la dégradation du MeHg par clivage microbien de la liaison carbone-mercure, suivi de la réduction du $Hg^{2+}$ en $Hg^{0}$ (Robinson et Tuovinen, 1984). Il y a ainsi production de mercure métallique et de méthane. La biochimie et la génétique des plasmides et des enzymes associées responsables de la déméthylation du mercure ont été examinées en détail par Summers et Silver (1978), Robinson et Tuovinen (1984), Summers (1986) et Foster (1987).

Bien qu'on ne connaisse pas de mécanismes de déméthylation non biologiques (Winfrey et Rudd, 1990), un processus nouvellement découvert est la photodégradation du MeHg (Sellers *et al.*, 1996). La déméthylation microbienne a longtemps été tenue pour la voie de dégradation dominante du méthylmercure dans les eaux douces. On ne sait toutefois pas si la photodégradation entraîne la production du $Hg^{0}$ volatil. Dans les conditions des expériences de Sellers *et al.* (1996), la photodégradation du MeHg était environ 350 fois plus importante que la déméthylation microbienne. Ces résultats laissent penser que la dégradation du MeHg pourrait être appréciable quand la pénétration de la lumière est importante (par exemple dans les eaux claires ou peu profondes).

Diverses variables environnementales influent sur la production nette de méthylmercure. La plupart des facteurs qui augmentent les taux d'activité bactérienne accroissent la production de MeHg. L'activité bactérienne augmente avec la température et la disponibilité du carbone organique biodégradable. Ainsi, les taux de méthylation tendent à être le plus élevés dans les sédiments superficiels comportant de la matière organique fraîchement déposée, ainsi que dans les gîtes sédimentaires chauds en eau peu profonde, où l'activité bactérienne est intense (Ramlal *et al.*, 1986; Winfrey et Rudd, 1990). La méthylation se produit également dans la colonne d'eau aérobie (Furutani et Rudd, 1980; Xun *et al.*, 1987), dans les eaux et les sédiments anaérobies (Ramlal *et al.*, 1985), dans le contenu intestinal des poissons et dans les films biologiques de surface (études *in vitro*; Rudd *et al.*, 1980).

Certains lacs sont plus susceptibles de connaître des problèmes de contamination par le MeHg que d'autres; c'est le cas des réservoirs des installations hydroélectriques (Abernathy et Cumbie, 1977; Lodenius *et al.*, 1983; Stokes et Wren, 1987; Jackson, 1988a; Hecky *et al.*, 1991), des lacs à faible pH (Wren et MacCrimmon, 1983; Verta *et al.*, 1986; McMurtry *et al.*, 1989), et même de certains lacs éloignés sans autres agresseurs apparents liés à une concentration élevée de mercure. La forte teneur en MeHg des poissons de ces lacs s'explique différemment d'un lac à l'autre, mais elle est habituellement liée aux facteurs agissant sur la production nette de MeHg et le transfert de cette substance dans le réseau alimentaire. Dans le cas des réservoirs nouvellement formés, l'immersion d'une végétation fraîche et l'importante

activité bactérienne qui s'ensuit entraînent une augmentation substantielle de la méthylation du mercure (Ramlal *et al.*, 1987; Hecky *et al.*, 1991). La forte teneur en MeHg des poissons peut diminuer après quelques années ou demeurer élevée durant des décennies (Bodaly *et al.*, 1984). La prévision des problèmes de mercure associés aux réservoirs peut s'avérer possible grâce à la modélisation mathématique (Johnston *et al.*, 1991).

Dans les lacs à faible pH et certains lacs éloignés, l'explication de la forte teneur en MeHg des poissons s'avère plus complexe. Les taux de méthylation du mercure sont plus élevés dans les eaux et les sédiments superficiels des lacs à faible pH (Xun *et al.*, 1987). De fait, le processus de méthylation dépendant de la méthylcobalamine est optimisé à un pH de 4,7 (D'Itri, 1991). Il est également possible que l'absorption du MeHg par les organismes aquatiques présents dans les eaux acides soit augmentée par des changements dans la perméabilité des branchies associés au calcium (Rodgers et Beamish, 1983). De plus, l'importance des bactéries sulfatoréductrices est augmentée dans les lacs acidifiés par les activités humaines; on croit que ces bactéries constituent les plus importants méthylateurs dans les sédiments lacustres (Gilmour et Riedel, 1995). Dans le cas des lacs éloignés non acidifiés apparemment sans apport de mercure issu de sources ponctuelles, les milieux humides sont parfois considérés comme la « source » du mercure présent, ces milieux pouvant présenter des taux de méthylation élevés associés à une exportation importante de MeHg due au COD (voir la section 5.1 portant sur le cycle du mercure).

### 5.3 Facteurs agissant sur le partage entre phases et la spéciation

Le partage du mercure entre les phases « dissoutes » et « particulaires » est directement lié à la spéciation dans le milieu aqueux et à la chimie des lacs. Le partage d'une espèce donnée est le résultat de la compétition pour cette espèce entre les ligands en solution (réellement dissous), les petites particules appelées colloïdes et la matière organique ou inorganique. La spéciation est le processus par lequel le mercure prend ses diverses formes, soit ses formes alkylées et ses nombreuses formes inorganiques (p.ex. $HgCl_2$, HgS, etc.). Ce document ne traite que du MeHg et de quelques-unes des formes inorganiques importantes. Des revues complètes et des exemples de recherche portant sur la spéciation du mercure se trouvent dans Gill et Bruland (1990), Aceto *et al.* (1995), et dans de nombreux articles du livre « Mercury Pollution: Integration and Synthesis » (Watras et Huckabee, 1994).

L'abondance relative du MeHg dans les échantillons environnementaux revêt une importance particulière, en raison de la toxicité élevée de cette substance pour les organismes aquatiques. Le méthylmercure constitue la principale forme de mercure accumulée dans les tissus biologiques, en raison de la facilité avec laquelle il traverse les membranes cellulaires et de sa forte affinité pour les groupes sulfhydryles des protéines (Faust, 1992). Il n'est pas hautement lipophile, comme en témoignent les valeurs expérimentales modérées de son $K_{oe}$, qui n'excèdent pas 2,5 (tableau 1). Dans les échantillons d'eau, le MeHg constitue généralement une moins grande proportion du mercure total que le mercure inorganique. Dans les lacs à faible alcalinité, on a mentionné que le MeHg représente 10 %à 20 % (Adirondacks, Driscoll *et al.*, 1994), et moins de 1 % à 13,3 % (eaux alimentant des lacs du bouclier précambrien de l'Ontario; St. Louis *et al.*, 1994) du mercure total présent dans les échantillons d'eau. Un cas inhabituel a toutefois été observé : dans des lacs modérément alcalins (jusqu'à 3 $mEq \cdot l^{-1}$ ou 150 $mg \cdot l^{-1}$ de $CaCO_3$), à pH élevé (8-9) de la Californie, jusqu'à 89 % du Hg total était sous forme de MeHg (Gill et Bruland, 1990).

L'effet du pH sur la spéciation du mercure tient en partie à son effet sur la solubilité du mercure inorganique et en partie au fait que les taux de production de MeHg augmentent lorsque le pH diminue (Xun *et al.*, 1987; Miskimmin *et al.*, 1992). Lorsque le pH diminue, toutes les formes de mercure démontrent une liaison accrue avec les sédiments (où les bactéries abondent). La relation entre le pH et le COD peut s'avérer importante dans la régularisation de la disponibilité du mercure pour la méthylation. La réduction du pH agit sur le COD en augmentant la protonation des anions, d'où une désorption des métaux (Davis *et al.*, 1985). Si la liaison du mercure inorganique à certaines formes de COD est réduite par un faible pH, davantage de mercure peut être disponible aux microorganismes pour la méthylation (Miskimmin *et al.*, 1992).

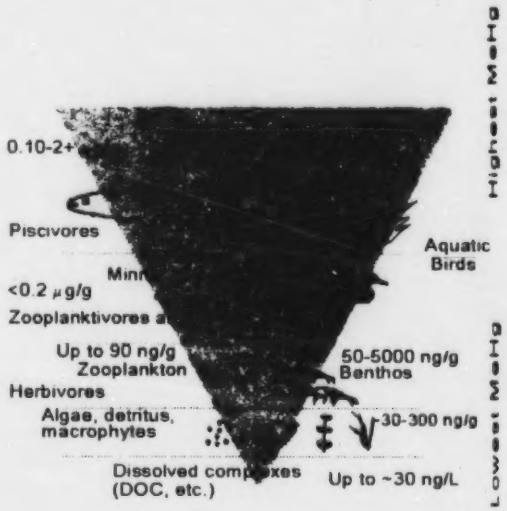
Les conditions d'oxydo-réduction et les ions chlorure influent sur la spéciation et la méthylation du Hg (Gill et Bruland, 1990). Dans l'eau bien aérée (oxydo-réduction $\geq 0,5$ V), les espèces mercuriques (+2) domineront, alors que dans des conditions favorisant la réduction, l'espèce élémentaire ($Hg^0$) dominera (AEP, 1992). De grandes quantités de MeHg peuvent être produites par les bactéries anaérobies (p. ex., Ramlal *et al.*, 1985), ainsi qu'aérobies. Parmi les anions inorganiques, c'est avec les ions chlorure que le $Hg^{2+}$ forme la liaison covalente la plus forte (constante de stabilité $K=10^{15}$); ainsi, les espèces de chlorure mercurique peuvent dominer lorsque les chlorures sont abondants (AEP, 1992). Les chlorures peuvent être abondants localement aux endroits où il y a épandage de sels de voirie, qui peuvent être entraînés par le ruissellement. Dans les zones anoxiques, le mercure inorganique forme avec le sulfure des complexes fortement liés dans l'eau, et précipite sous forme de HgS (Craig et Bartlett, 1978; Leermakers *et al.*, 1993). On croit généralement que ces complexes de sulfure régissent la spéciation tant du $Hg^{2+}$ que du MeHg. On sait que les bactéries sulfatoréductrices méthylent le mercure (Gilmour *et al.*, 1992), mais elles ne constituent qu'une faible part de la communauté microbienne dans la plupart des lacs d'eau douce, où les méthanogènes sont les principales bactéries anaérobies. Le sulfure est considéré comme important parce qu'il l'emporte sur l'acide humique (COD) par des facteurs de $10^4$ pour le $CH_3Hg^{2+}$ et de $10^{18}$ pour le $Hg^{2+}$ (Hudson *et al.*, 1994). Hurley *et al.* (1994) ont effectué des calculs exhaustifs établissant les proportions des espèces du mercure et du soufre à l'équilibre sous différentes conditions d'oxydo-réduction et de pH.

La liaison possible du mercure avec le sulfure, qui réduit la quantité de mercure biodisponible, peut s'avérer particulièrement importante dans les lacs salés (>3 $g \cdot l^{-1}$ de sel) de l'Alberta et de la Saskatchewan, qui renferment certaines des concentrations de sulfate de sodium les plus élevées au monde ($Na_2SO_4$ >125 000 µM; Waiser et Robarts, 1995). La précipitation du HgS combinée à un pH élevé (associé à des taux de méthylation faibles), le fait que la méthylation diminue quand la salinité augmente (Blum et Bartha, 1980) et la réémission potentielle de $Hg^0$ (élevée dans les eaux peu profondes et aérées grâce au vent) font qu'une presque bioaccumulation importante du MeHg est peu probable dans les lacs salés des Prairies. La situation pourrait être similaire dans les lacs des déserts de la Californie à pH et à alcalinité élevés, où très peu ou aucune trace de MeHg a été détecté malgré des méthodes analytiques hautement sensibles (seuil de détection de 0,5 $pg \cdot l^{-1}$; Gill et Bruland, 1990).

## 6.0 BIOACCUMULATION DU MERCURE ET DU MÉTHYLMERCURE DANS LES ORGANISMES AQUATIQUES ET SEMI-AQUATIQUES

Le méthylmercure possède un potentiel de bioaccumulation et de bioamplification élevé. Le mercure et le MeHg absorbés par les organismes aquatiques peuvent provenir de l'eau directement ou de l'alimentation. L'entrée directe se fait par adsorption ou absorption du mercure dissous à travers la surface du corps et les organes respiratoires, tels que les branchies. L'absorption par la nourriture se fait par transfert du mercure à travers le tube digestif. L'importance relative des deux voies d'entrée dépend du niveau trophique des organismes, de la durée et de l'intensité de l'exposition et des facteurs environnementaux (Zillioux *et al.*, 1993).

**Bioamplification du MeHg dans le réseau alimentaire**




0.10-2+ µg/g = 0,10-2+ µg/g
Piscivores = Piscivores
Aquatic Birds = Oiseaux aquatiques
Minnows = Ménés
<0.2 µg/g = < 0,2 µg/g
Zooplanktivores and benthivores = Zooplanctonophages et benthophages
Up to = Jusqu'à
Zooplankton = Zooplancton
Benthos = Benthos
Herbivores = Herbivores
Algae, detritus, macrophytes = Algues, détritus, macrophytes
Dissolves complexes (DOC, etc.) = Complexes dissous (COD, etc.)
Highest MeHg = [MeHg] supérieures
Lowest MeHg = [MeHg] inférieures

Les organismes des niveaux trophiques inférieurs contiennent habituellement la plus petite proportion du mercure total sous forme de MeHg. Les plantes aquatiques contiennent la plus faible proportion de MeHg par rapport au mercure total. Les invertébrés contiennent souvent environ 50 % de MeHg et 50 % de mercure inorganique (Hildebrand *et al.*, 1980). Les organismes des niveaux trophiques plus élevés, tels les poissons piscivores (p. ex. le doré jaune, le touladi), les oiseaux aquatiques (plongeons, hérons), les mammifères piscivores (vison, loutres) et les mammifères marins, contiennent une grande proportion de leur HgT sous forme de MeHg dans leurs tissus musculaires. Chez la plupart des poissons piscivores, pratiquement tout le MeHg se trouve dans les tissus musculaires (Bloom, 1989). La principale voie d'entrée du MeHg est la même que pour divers produits chimiques organiques persistants, comme le DDT, les BPC et les dioxines. Aujourd'hui, on s'entend généralement pour dire que l'absorption par l'alimentation constitue la voie d'entrée la plus importante chez les poissons (Rodgers, 1994) et les animaux sauvages piscivores. Le méthylmercure s'accumule dans les tissus organiques en raison de son affinité pour les groupes sulfhydryles, de la facilité relative avec laquelle il traverse les parois digestives et du fait que les organismes l'éliminent plus lentement que le mercure inorganique (Saouter *et al.*, 1993).

### 6.1 Plantes aquatiques

L'absorption directe est la seule voie d'entrée du mercure dans les organismes phototrophes, tels les macrophytes et les algues. Les petites cellules alguaires peuvent accumuler plus de mercure que les grosses en raison de leur ratio surface:volume plus élevé. Le méthylmercure est séquestré surtout dans le cytoplasme des cellules alguaires, tandis que le Hg inorganique demeure dans les membranes (Mason *et al.*, 1995). Cela a des répercussions sur le transfert du MeHg dans le zooplancton (voir section 6.2).

Parce que les cellules phytoplanctoniques se divisent continuellement, le bilan du Hg dans les cellules vivantes est fonction de l'absorption, de la dépuration et de la dilution associée à la croissance. Cela est fondamentalement différent de l'adsorption du Hg sur les particules détritiques ou inorganiques. Le plancton peut accumuler plus de Hg que les détritus parce que les cellules vivantes possèdent des mécanismes de transport tant passifs qu'actifs, ainsi que des ligands intracellulaires qui séquestrent le Hg (Hudson *et al.*, 1994).

Les données sur l'absorption du mercure par les macrophytes aquatiques sont contradictoires, certaines études indiquant que l'accumulation du mercure se produit surtout dans les racines, tandis que d'autres indiquent qu'elle se produit surtout au niveau des rhizomes ou des pousses. Étant donné que les macrophytes enracinés absorbent la plus grande partie de leurs éléments nutritifs par leur racines et que les concentrations de mercure sont plus élevées dans les sédiments que dans l'eau, il est logique de penser que davantage de mercure serait absorbé par les racines. Jana (1988) a trouvé deux fois plus de mercure dans les racines que dans les pousses de jacinthes d'eau *(Eichhornia crassipes)*, et Coquery et Welbourn (1995) ont trouvé sept fois plus de mercure total dans les racines que dans les pousses d'une plante pérenne presque submergée de l'Ontario. D'un autre côté, Thompson (1996) a trouvé respectivement cinq fois et trois fois plus de mercure total dans les pétioles et dans les feuilles que dans les racines d'un macrophyte à feuilles flottantes (le grand nénuphar jaune [*Nuphar variegatum*]), alimentant ainsi le débat sur les sites d'absorption chez les plantes aquatiques. Étant donné que la plus grande partie de la croissance d'un macrophyte se produit au niveau de la tige, le mercure peut également être absorbé par les nouvelles cellules dans la colonne d'eau. Mortimer (1985) et Crowder (1991) croyaient que la confusion entourant la question pouvait provenir du fait que le mercure peut être transloqué d'une partie du macrophyte à une autre. Quoi qu'il en soit, le point important est que si des quantités importantes de mercure sont accumulées par les plantes, ce mercure sera libéré dans l'environnement à la sénescence, ou absorbé par les animaux qui consomment ces plantes.

En ce qui a trait au MeHg, Maury *et al.* (1988) ont mesuré une importante accumulation dans les feuilles, les tiges et les racines de l'*Elodea densa*, mais ont conclu que les racines constituaient le principal site d'absorption directe, et que le feuilles constituaient le principal organe de stockage.

Les variables environnementales peuvent modifier la bioaccumulation du mercure dans les plantes. Coquery et Welbourn (1995) ont remarqué que le mercure total présent dans les racines des macrophytes était lié au mercure présent dans les sédiments, mais seulement après correction relativement à la teneur des sédiments en matière organique. Si les sédiments renfermaient beaucoup de matière organique, les concentrations de mercure des sédiments pouvaient être élevées sans que les plantes absorbent une quantité importante de mercure. Dans cette étude, les concentrations de mercure dans les plantes étaient plus élevées que les concentrations dans les sédiments, et le mercure était toujours plus abondant dans les racines

que dans les pousses de l'*Eriocaulon septangulare* (0,22 $\mu g \cdot g^{-1}$ et 0,03 $\mu g \cdot g^{-1}$ [poids sec], respectivement). L'accroissement de la température et de la photopériode augmente fortement l'accumulation du MeHg dans les macrophytes, cet effet se trouvant amplifié quand il y a accroissement simultané de la température et de la photopériode (*Elodea densa*; Maury-Brachet *et al.*, 1990). Les différences dans l'accumulation du mercure peuvent également dépendre de l'espèce végétale, du type et de la quantité des ligands complexants et des variations saisonnières du taux de croissance (Czuba et Mortimer, 1980).

Dans une expérience, la présence de COD (sous forme d'acide humique ou d'EDTA) a réduit significativement l'absorption du mercure dissous par la lenticule mineure (Mo *et al.*, 1989). Cependant, dans le cadre d'une étude sur le terrain couvrant 34 lacs du bouclier précambrien en Ontario et au Québec, les concentrations alguaires de mercure montraient une corrélation positive significative avec le COD et les concentrations de mercure dans les poissons, même si le mercure présent dans l'eau était en concentrations faibles ou indécelables (Stokes *et al.*, 1985). La différence entre les résultats expérimentaux et ceux obtenus sur le terrain est probablement due au fait que, bien que le COD peut limiter l'absorption, les lacs à haute teneur en COD contiennent souvent davantage de mercure provenant de sources terrestres ou de milieux humides (voir section 5.1).

Par ailleurs, il a été observé que la concentration totale de mercure dans 55 plants de *Myriophyllum spicatum* était corrélée négativement avec le pH de l'eau (Thompson-Roberts *et al.*, 1999). Dans la même étude, le COD, l'alcalinité et le pH n'étaient pas liés aux concentrations totales de mercure dans trois autres macrophytes aquatiques. Selon les auteurs, l'absence de corrélation était attribuable à la faible étendue de la plage de valeurs des variables environnementales.

La bioaccumulation est proportionnelle aux concentrations dissoutes, si on suppose que les taux d'absorption par les plantes sont semblables pour les formes inorganiques et organiques (Mortimer, 1985). On sait que les plantes aquatiques peuvent bioconcentrer le mercure et le MeHg jusqu'à des milliers de fois la concentration de ces substances dans l'eau (par g en poids sec). Des études en laboratoire sur quatre genres de macrophytes presque submergés provenant de la rivière des Outaouais ont révélé des facteurs de bioconcentration (FBC) de 900 à 3300 ($\mu g \cdot g^{-1}/\mu g \cdot ml^{-1}$, concentration dans l'eau de 0,28 $\mu g \cdot ml^{-1}$; Mortimer, 1985) pour le mercure total. On a aussi observé chez des macrophytes flottants (*Nuphar variegatum*) provenant de 45 milieux humides de l'Ontario des FBC de 400 à 6000 pour le mercure total (Thompson, 1996; Thompson-Roberts *et al.*, 1999). Les calculs réalisés par Jana (1988) ont révélé des FBC de 670 pour une algue et de 800 pour la jacinthe d'eau.

Selon Mortimer (1985), il serait possible d'inférer les concentrations de mercure dans l'eau à partir des concentrations de mercure dans les plantes; il a par exemple établi que si un plant d'*Elodea* contient 300 $ng \cdot g^{-1}$ (poids sec), alors l'eau dans laquelle il s'est développé contient 20 $ng \cdot l^{-1}$. Il a fondé cette conclusion sur un FBC de 1500, et précisé qu'étant donné qu'environ 30 % du Hg total était sous forme de MeHg, la concentration dans l'eau du MeHg et du mercure inorganique serait de 6 $ng \cdot l^{-1}$ et de 14 $ng \cdot l^{-1}$, respectivement. Cette théorie n'a pas été mise à l'essai sous une vaste gamme de conditions environnementales, et elle est fondée sur l'absorption dans la colonne d'eau (par les pousses) plutôt que dans les sédiments (par les racines). De plus, les expériences ont été effectuées avant l'apparition des techniques assurant l'absence de métaux traces dans les échantillons et lors des analyses, et devraient donc être répétées.

## 6.2 Invertébrés

Le mercure est accumulé par les invertébrés aquatiques directement à partir de l'eau (dont l'eau interstitielle), et activement par ingestion d'aliments contaminés. Il peut se lier aux membranes externes ou à l'exosquelette chitineux et être absorbé dans le contenu intestinal, incorporé dans les tissus du corps et excrété. Le mercure lié aux membranes externes ou aux exosquelettes peut être perdu durant la mue (Zauke, 1977). Aussi, les femelles portant des œufs ont des concentrations plus élevées que les autres individus parce que le MeHg traverse facilement la bicouche lipidique des œufs. Tel qu'indiqué précédemment, le MeHg est plus susceptible d'être absorbé et retenu dans les tissus que le mercure inorganique, en raison de son affinité pour les groupes sulfhydryles et de son élimination lente (Saouter *et al.*, 1993). On a démontré que le taux d'absorption du MeHg à partir de l'eau est lié au taux métabolique (Visman *et al.*, 1995). Les invertébrés ont tendance à contenir un pourcentage de MeHg plus faible que les poissons parce que toute forme de mercure qu'ils renferment est associée soit au contenu intestinal, soit à l'exosquelette, plutôt qu'absorbée dans les tissus. Aussi, le mercure auquel les invertébrés sont exposés comprend des pourcentages de MeHg relativement faibles.

Les invertébrés associés aux sédiments, ou « benthos » (p. ex. les chironomes, les amphipodes et les moules), contiennent généralement plus de mercure que les invertébrés vivant dans la colonne d'eau (p.ex. les *Daphnia*). L'absorption de mercure par les organismes associés aux sédiments est sans doute favorisée par les fortes concentrations de mercure dans leurs aliments et dans leur environnement physique (Parkman et Meili, 1993). Certaines personnes pensent que les moules absorbent le mercure principalement à partir de l'eau ou principalement à partir des particules selon la concentration et la composition des particules en suspension (Gagnon et Fisher, 1997). Des expériences en laboratoire ont laissé penser que l'eau constituait la principale voie d'entrée du mercure pour le *Mytilus edulis*, mais dans des conditions estuariennes, où le Hg inorganique présent sur les sédiments en suspension était jusqu'à 80 fois plus abondant que le Hg dissous, la source dominante étant les particules (King et Davies, 1987). Malley *et al.* (1996) ont remarqué que l'absorption du MeHg par la moule d'eau douce *Pyganodon grandis* était plus forte suite à des expériences de charge de réservoirs qui avaient pour effet d'augmenter considérablement les concentrations de particules en suspension.

Parce que les invertébrés prédateurs se trouvent à un niveau trophique plus élevé, ils bioaccumulent parfois (mais pas toujours) davantage de MeHg que les invertébrés non prédateurs (Parkman et Meili, 1993). Par exemple, un acarien prédateur du genre *Hydracarina* présentait les plus fortes bioconcentrations de HgT et de MeHg, soit $2{,}5 \cdot 10^5$ et $12{,}6 \cdot 10^6$ fois celles mesurées dans l'eau, respectivement (FBC: $ng \cdot g^{-1}$ [poids sec] par $ng \cdot l^{-1}$). Dans les mêmes lacs, des espèces prédatrices du genre *Chaoborus* ont bioconcentré le mercure moins fortement que la plupart des taxons non prédateurs (Back et Watras, 1995). Tremblay (1998) a signalé une différence marquée dans la proportion moyenne de MeHg dans 16 lacs du Québec entre les détritivores (35 % à 45 %; diptères, éphéméroptères, trichoptères) et les espèces prédatrices (70 % à 85 %; notonectes, coléoptères, odonates).

Les proportions de mercure accumulées à partir de l'eau et de la nourriture dépendent du degré de contamination de chaque compartiment de l'environnement, ainsi que des formes chimiques de mercure présentes. Saouter *et al.* (1993) ont mesuré la distribution du mercure et du MeHg dans une éphémère commune, l'*Hexagenia rigida*, suite à une exposition de neuf jours dans des microcosmes de laboratoire contenant de l'eau et des sédiments. Le mercure a été ajouté soit dans la colonne d'eau, soit dans les sédiments. Le méthylmercure a été absorbé jusqu'à 60 fois plus facilement que le $HgCl_2$ lorsqu'il était ajouté aux sédiments, et deux fois plus facilement

lorsqu'il était ajouté à l'eau. Les deux formes de mercure avaient tendance à s'accumuler dans le tube digestif lorsqu'elles étaient prises par ingestion de sédiments, tandis qu'elles s'accumulaient sur les branchies lorsqu'elles étaient prises dans l'eau (Saouter *et al.*, 1993). Chez des écrevisses encagées en présence d'eau et de nourriture contaminées ou non avec du MeHg pratiquement tout le MeHg absorbé provenait des aliments plutôt que de l'eau (Parks *et al.*, 1988). Les invertébrés renferment habituellement des charges de mercure comprenant moins de 65 % de MeHg parce que 1) les concentrations de mercure inorganique dans les sédiments, les particules et l'eau sont proportionnellement plus élevées que celles de MeHg et 2) la longévité réduite des invertébrés limite l'accumulation du MeHg dans les tissus (Parkman et Meili, 1993).

Même si le MeHg est proportionnellement moins abondant dans les invertébrés que dans les poissons, chez les premiers, le transfert trophique du MeHg est beaucoup plus efficace que celui du Hg inorganique (62 % et 15 %, respectivement). Mason *et al.* (1995) l'ont prouvé expérimentalement avec du zooplancton nourri d'algues. Ces auteurs ont observé que la membrane externe et le cytoplasme des cellules alguaires contenaient respectivement 37 % et 63 % de MeHg, et respectivement 91 % et 9 % de Hg inorganique; comme le zooplancton digère le cytoplasme mais défèque le matériel membranaire, le MeHg se trouve bioamplifié aux niveaux inférieurs du réseau alimentaire du fait que la plus grande partie du matériel digéré contient une proportion élevée de MeHg.

Les variables de la qualité de l'eau peuvent influer sur l'absorption du mercure par les invertébrés aquatiques. Chez le zooplancton, la teneur totale en mercure varie en raison directe de la concentration de mercure dans l'eau (Sorensen *et al.*, 1990). Chez les invertébrés benthiques (et les plantes aquatiques), les concentrations de mercure ne sont pas corrélées aux concentrations de mercure dans les sédiments (Kristensen, 1982; Parkman et Meili, 1993). Des concentrations plus élevées de MeHg dans le zooplancton ont été détectées dans les lacs acidifiés (Bloom, 1992), particulièrement quand ces derniers étaient également des lacs de drainage à eau brune (COD élevé) (Westcott et Kalff, 1996). Des expériences en laboratoire ont confirmé que l'absorption du $HgCl_2$ et du MeHgCl varie en raison inverse du pH diminuait (Saouter *et al.*, 1993) et que les flux diffusionnels du mercure sur les bicouches lipidiques, étaient plus élevés à un pH de 5,0 qu'à un pH de 8,5 (Boudou *et al.*, 1991). Il semble aussi que le COD réduit l'absorption tant du Hg inorganique que du MeHg par les invertébrés, selon certains résultats démontrant une corrélation négative entre, d'une part, toutes les formes de Hg dans le zooplancton et, d'autre part, le COD présent dans les lacs d'infiltration (absence de sources terrestres de Hg; Watras *et al.*, 1994; Back et Watras, 1995).

Des concentrations plus élevées de mercure sont observées chez les invertébrés vivant en eau profonde par rapport à ceux vivant dans les sédiments se trouvant en eau peu profonde, en particulier dans des conditions anoxiques (Särkkä, 1979). Les concentrations de mercure peuvent s'avérer dix fois plus élevées dans les taxons des eaux profondes que dans ceux des eaux riveraines (Parkman et Meili, 1993). L'interface eau-sédiments est la zone dans laquelle on trouve les concentrations les plus élevées de Hg, des gradients d'oxygène marqués, et une activité bactérienne intense (présentant un potentiel de méthylation), de sorte que des différences mineures dans les stratégies d'alimentation peuvent entraîner de grandes différences dans la bioaccumulation du Hg.

Les invertébrés se nourrissant de plantes et de sédiments peuvent contenir davantage de HgT que les invertébrés prédateurs (Särkkä, 1979; Parkman et Meili, 1993). Cela est dû à la proportion élevée de mercure inorganique dans les animaux non prédateurs; les prédateurs n'accumuleraient pas le mercure inorganique parce qu'il n'est pas retenu facilement,

contrairement au MeHg (Parkman et Meili, 1993). En théorie, le fait que le corps des prédateurs soit plus gros peut réduire la concentration de mercure dans leurs tissus en raison de l'effet de dilution liée à la croissance (effet important dans le cas des poissons). De plus amples recherches sur cette question sont nécessaires.

Comme les animaux absorbent du mercure à partir de leurs aliments et aussi de l'eau, il est difficile de séparer le facteur de bioconcentration, qui exprime le rapport entre la concentration d'un contaminant dans l'animal et sa concentration dans l'eau (FBC=[animal]/[eau]), du facteur de bioaccumulation (FBA), qui, en théorie, comprend l'absorption à partir des deux sources ([animal]/[eau + nourriture]; Metcalfe, 1986). À chaque fois que des valeurs sont calculées à partir de données de terrain, un FBC est souvent présenté, bien que les deux voies d'entrée ne peuvent pas réellement être séparées. Lorsque les aliments sont considérés comme la voie d'entrée prédominante, le fait de comparer la concentration du contaminant dans le consommateur à la concentration dans sa nourriture s'avère plus représentatif. Par exemple, des écrevisses montraient des FBA ([écrevisse]/[nourriture]) de 4,5 à 8,3, lorsqu'elles étaient nourries de tissus de poisson à haute et à faible teneur en MeHg sur une période de dix semaines (Parks *et al.*, 1988). On a aussi déjà calculé des FBC pour le mercure total (poids frais) de 900 pour une larve de libellule provenant d'un lac contaminé de l'Ontario (lac Clay, Smith *et al.*, 1975) et de 29 000 pour une autre larve de libellule provenant d'un ruisseau de la Caroline du Sud (Cox *et al.*, 1975)[8].

En raison de la rareté des mesures du MeHg dans l'eau, les plantes et les invertébrés dans les études publiées, peu de facteurs de bioconcentration ou de bioaccumulation du MeHg ont été calculés pour les invertébrés. Tremblay (1998) a relevé une bioamplification du MeHg d'environ trois entre les deux niveaux trophiques voisins que sont le phytoplancton et le zooplancton. Pour le zooplancton, on a rapporté que les FBC augmentaient de 10 à 100 fois plus pour le MeHg que pour le Hg inorganique (poids frais; Watras et Bloom, 1992). Les concentrations de MeHg et de HgT étaient plus élevées dans tous les compartiments dans le bassin expérimentalement acidifié (pH de 4,7) du lac Little Rock. Le FBC ([zooplancton]/[eau]) du MeHg était supérieur d'un ordre de grandeur à celui du Hg inorganique. Les FBA ([zooplancton]/[phytoplancton]) étaient les mêmes pour le Hg inorganique dans les bassins acidifiés et dans les bassins de référence (FBA=1,9); les FBA pour le MeHg étaient respectivement de 3,6 et 5,0 dans les bassins acidifiés et de référence (Watras et Bloom, 1992). Ces données appuyaient les hypothèses que le zooplancton absorbe plus facilement le MeHg que le Hg inorganique, et que l'absorption du MeHg est proportionnelle à la quantité de cette substance dans le milieu et indépendante du degré d'acidification du lac.

### 6.3 Poissons dulcicoles

Pratiquement tout le mercure trouvé dans les tissus des poissons piscivores d'eau douce est sous forme de MeHg (environ 99 %). Les études réalisées antérieurement ayant rapporté moins de 95 % de MeHg pourraient avoir été limitées par leurs méthodes d'analyse ou le manque d'homogénéité des sous-échantillons (Bloom, 1992). Le mercure inorganique est toujours plus abondant dans les écosystèmes naturels, mais il est absorbé beaucoup moins facilement par les poissons que le MeHg, et quand il est absorbé, il est éliminé beaucoup plus rapidement que le MeHg (Huckabee *et al.*, 1979; Boudou et Ribeyre, 1985; Trudel et Rasmussen, 1997). Cela est dû au fait que les parois digestives sont beaucoup plus perméables au MeHg qu'au mercure

[8] Ces FBC sont toutefois fondés sur des mesures réalisées avant l'apparition des techniques modernes d'échantillonnage et d'analyse.

inorganique (Boudou et Ribeyre, 1985), le MeHg pouvant ainsi atteindre facilement d'autres tissus.

La bioamplification du MeHg par l'alimentation, plutôt que par captage sur les branchies, est considérée comme la principale cause des concentrations élevées présentes dans les poissons (possiblement 90 %; Harris et Snodgrass, 1993; Rodgers, 1994). Des mesures récentes des espèces du mercure dans l'eau indiquent que les FBC chez les poissons sont de $10^6$ à $10^7$ pour le MeHg et de moins de $10^4$ pour les autres formes du mercure (Bloom, 1992). Ainsi, le MeHg est bioamplifié de 100 à 1000 fois plus que les autres formes du mercure chez les poissons (comparé à 10 à 100 fois chez le zooplancton).

Harris et Snodgrass (1993) ont modélisé l'absorption du MeHg à partir de l'eau chez la perchaude *(Perca flavescens)* et le doré jaune *(Stizostedion vitreum)*, ainsi que l'absorption associée à deux types de diète. Les concentrations de méthylmercure ont été modélisées à l'aide de concentrations réalistes pour l'eau non contaminée (0,05 $ng \cdot l^{-1}$), le zooplancton (0,033 $ng \cdot g^{-1}$ [poids frais]) et le poisson fourrage (0,30 $ng \cdot g^{-1}$ [poids frais]). Quatre-vingt-dix-neuf pour cent du MeHg a été accumulé à partir des aliments sur plusieurs années, environ une année ayant été nécessaire pour atteindre l'équilibre après que les sujets ont cessé de se nourrir de zooplancton pour se nourrir de poissons. Même lorsque les concentrations dans l'eau ont été augmentées à des niveaux considérés comme non réalistes (0,3 $ng \cdot l^{-1}$ de MeHg), et en faisant intervenir des facteurs d'incertitude, l'absorption à partir de l'eau a toujours été inférieure à 20 % du total.

Les simulations des auteurs précédents ont révélé que l'excrétion était plus efficace chez les jeunes poissons que chez les poissons âgés, ce qui laisse penser que les mesures correctives pourraient avoir un plus grand impact sur les jeunes poissons (pour excréter 50 % du MeHg, un doré jaune de 10 ans peut prendre jusqu'à 10 ans; Harris et Snodgrass, 1993). Les calculs étaient fondés sur un exposant allométrique hypothétique de –0,6 pour l'élimination du Hg. Trudel et Rasmussen (1997) ont récemment calculé que cet exposant était plus près de –0,2, ce qui signifie que les plus petits poissons excrètent le MeHg moins rapidement que ce que prévoyait le modèle de Harris et Snodgrass. En général, chez la plupart des poissons, le taux d'excrétion du MeHg est largement inférieur à son taux d'absorption. Le méthylmercure n'est pas éliminé assez rapidement pour empêcher une accumulation nette tant que l'animal est exposé à ce contaminant.

Même en l'absence d'un transfert trophique de MeHg, les gros poissons prédateurs adultes devraient renfermer de plus fortes concentrations de MeHg que leurs proies en raison de la plus longue durée de leur exposition résultant de leur âge (les poissons prédateurs ont une plus grande longévité que le poisson fourrage) (Huckabee *et al.*, 1979). La longueur du poisson, indicateur de l'âge le plus utilisé, constitue le meilleur prédicteur unique des concentrations de Hg dans les poissons (Richardson, 1994; G.M. Richardson, 1999; O'Connor Associates, comm. pers.). D'autres facteurs, comme les différences dans les taux de consommation, les taux d'assimilation des aliments et les taux métaboliques sont également importants (Accord Canada-Manitoba sur le mercure, 1987). Le taux d'assimilation par les poissons du MeHg présent dans les aliments est souvent estimé à 80 % (Norstrom *et al.*, 1976; Harris et Snodgrass, 1993; Trudel et Rasmussen, 1997).

De récentes informations indiquent que les généralisations relatives au niveau trophique qu'occupe une espèce donnée peuvent fausser les prévisions des concentrations potentielles de MeHg. Par exemple, une population peut être piscivore dans un lac, alors que la même espèce sera insectivore ou omnivore dans un autre dépourvu de poisson proie. Cette différence

de régime alimentaire peut faire qu'un poisson exclusivement piscivore dans un lac donné accumule de fortes concentrations de mercure, alors que dans un autre lac où la chaîne alimentaire est réduite, la même espèce accumulera peu de mercure. Cabana *et al.* (1994) ont clairement démontré que la structure de la chaîne alimentaire de 81 lacs ontariens avait cet impact sur l'accumulation de mercure par le touladi. Les concentrations de mercure dans les truites vivant dans les lacs comportant les plus longues chaînes alimentaires et abritant des poissons proies pélagiques et le crustacé *Mysis relicta* étaient environ 3,6 fois plus élevées que celles présentes dans les truites habitant des lacs comportant les plus courtes chaînes alimentaires et où étaient absents ces deux composantes trophiques. L'importance de la longueur de la chaîne alimentaire a été démontrée en ce qui a trait à d'autres contaminants persistants, tels que les BPC (lacs de l'Ontario; Rasmussen *et al.*, 1990) et le toxaphène (lacs de l'Arctique; Kidd *et al.*, 1993). La procédure relativement peu coûteuse consistant à mesurer les isotopes stables de l'azote peut être utilisée pour évaluer le niveau trophique des poissons des lacs, avant de mesurer les contaminants qui sont bioamplifiés (Cabana et Rasmussen, 1994).

Les réservoirs peuvent renfermer des poissons ayant de fortes concentrations de mercure, qu'ils aient ou non un pH ou une alcalinité élevés[9]. Dans les réservoirs, la matière organique submergée et l'augmentation afférente de l'activité bactérienne favorisent la production de MeHg (Accord Canada-Manitoba sur le mercure de 1987; Ramlal *et al.*, 1987). Tout MeHg biodisponible peut alors être bioaccumulé. Des revues du problème que pose le mercure dans divers réservoirs sont présentées dans Bodaly et Hecky (1979), Verta *et al.* (1986), Jackson (1987), Accord Canada-Manitoba sur le mercure (1987), Verdon *et al.* (1991), Anderson *et al.* (1995), Rodgers *et al.* (1995), Verdon et Tremblay (1998), et un modèle des concentrations de mercure dans les poissons en fonction des caractéristiques physiques des réservoirs canadiens a été conçu par Johnston *et al.* (1991). Ces rapports portent sur des réservoirs du Manitoba, de la Saskatchewan, de l'Ontario, du Québec, du Labrador et de la Scandinavie, alors que dans les réservoirs de l'Alberta, on n'a pas encore observé de fortes concentrations de mercure dans les poissons (AEC, 1989 – lac Gleniffer, barrage Dickson; AEC, 1993 - barrage de la rivière Oldman). Le dépistage du mercure présent dans les poissons des réservoirs de la Colombie-Britannique est en cours (Watson, 1992).

De nombreuses variables chimiques et physiques des eaux de surface déterminent le potentiel de bioaccumulation du mercure par les poissons (tableau 7). En particulier, les lacs à faible pH (<6), à faible alcalinité (potentiel de neutralisation de l'acide de 50 $\mu eq \cdot l^{-1}$ ou moins), et à faible teneur en calcium (<5 $mg \cdot l^{-1}$) abritent des poissons renfermant des concentrations élevées de mercure (Grieb *et al.*, 1990; Spry et Wiener, 1991). Les études portant sur l'effet du pH sur l'absorption du mercure par les poissons ne concordent pas toutes. Dans le cadre d'études contrôlées en laboratoire, Rodgers *et al.* (1987) n'ont remarqué aucune différence dans l'accumulation du MeHg par le doré jaune et la truite entre trois traitements de pH (5, 6, et 7), alors que Drummond *et al.* (1974) ont remarqué chez l'omble de fontaine une accumulation de MeHg plus importante à un pH de 6 qu'à un pH de 9. Dans les lacs de drainage (ceux recevant des eaux de ruissellement), le COD influe sur les concentrations de MeHg présentes dans les poissons de façon plus importante (corrélation positive) que le pH ou l'alcalinité, possiblement à cause de l'importation de MeHg associé au COD provenant du bassin hydrographique[10] (Richardson, 1994). L'apport de COD dans les lacs est quant à lui corrélé négativement avec le dépôt de sulfate dans le bassin hydrographique parce que la solubilité du carbone organique

[9] Un pH et une alcalinité élevés sont souvent associés à des concentrations faibles de Hg dans les poissons.

[10] Dans les lacs d'infiltration recevant peu d'eau de ruissellement, le COD est de moins grande importance que le pH et l'alcalinité, et est négativement corrélé avec les concentrations de MeHg dans les poissons du fait qu'il inhiberait la méthylation biotique (Richardson, 1994).

diminue à mesure que le pH diminue. Ainsi, dans les lacs de drainage, l'acidification peut indirectement réduire les concentrations de MeHg dans les poissons en limitant l'importation de MeHg associé au COD provenant du bassin hydrographique (Richardson, 1994). À l'opposé, l'acidification des lacs d'infiltration peut augmenter les concentrations de MeHg dans les poissons parce que la méthylation est favorisée par un faible pH (Richardson, 1994; Miskimmin *et al.*, 1992).

L'absorption du MeHg par les branchies des poissons est corrélée négativement avec la teneur en ions calcium de l'eau (Rodgers et Beamish, 1983). La relation avec la dureté de l'eau (calcium) a une pertinence particulière en Alberta, où plusieurs lacs et rivières ont une teneur en calcium et un pH élevés. Cela peut expliquer la raison pour laquelle les poissons de nombreux réservoirs de l'Alberta ne renferment pas de fortes concentrations de mercure, bien que ce ne soit pas le cas pour les poissons d'autres masses d'eau de l'Ouest du Canada. Dans ces masses d'eau à haute teneur en calcium et à pH élevé, l'absorption serait réduite. La dureté de l'eau n'influe pratiquement pas sur la toxicité du mercure (Keller et Zam, 1991). Le sélénium (Se) peut efficacement empêcher l'accumulation du MeHg dans les eaux qui ne sont pas dures comme dans les eaux dures, plus alcalines (Southworth *et al.*, 1994). L'accumulation de MeHg par les poissons des eaux tempérées est le plus rapide durant l'été, quand les taux d'alimentation et de métabolisme des poissons sont le plus rapides et que la production de MeHg est à son plus haut niveau (Spry et Wiener, 1991).

**Tableau 7. Certaines variables associées aux concentrations de mercure dans les poissons.**

| Taxon | Endroit | [Hg] dans les poissons associées à : | Référence |
|---|---|---|---|
| Perchaude (un an) | Muskoka-Haliburton, ON | pH(-), $S_{bass}/S_{lac}$(+) | Suns & Hitchin, 1990 |
| Perche, brochet, meunier, achigan | Michigan (haut) | pH(-), alcalinité(-), COD dans les lacs d'infiltration seulement (-) | Grieb *et al.*, 1990 |
| Perchaude (2 ans) | Wisconsin | pH(-), [Hg] sédiments profonds (+) | Cope *et al.*, 1990 |
| Doré jaune | 79 lacs de l'Ontario | COD(+), Fe(+) | Wren *et al.*, 1991 |
| Grand brochet | 79 lacs de l'Ontario | COD(+), Fe(+), pH(-), alcalinité(-) | Wren *et al.*, 1991 |
| Crapet-soleil | 16 lacs du centre-sud de l'Ontario | pH(-) | Wren & MacCrimmon, 1983 |
| Perchaude | 6 lacs du bouclier dans le nord de l'Ontario | Taille du lac (-); température épilimnique (+) | Bodaly *et al.*, 1993 |
| Brochet | Suède | pH(-), [Hg] séd. (+), prox. des sources d'émission (+) | Håkanson *et al.*, 1988 |
| Touladi, meunier, perche, brochet, doré jaune | 14 lacs de l'Ontario | poids du poisson(+), charge atmosphérique de Hg (+) | Johnson, 1987 |
| Perchaude (3-5 ans) | 16 lacs des Adirondacks | COD(+), % de milieux humides (+), Al dissous total (+) | Driscoll *et al.*, 1994 |
| Perchaude - MeHg | 7 lacs d'infiltration du Wisconsin | FBC:COD(-) | Watras *et al.*, 1994 |
| Perchaude – HgT | 7 lacs d'infiltration du Wisconsin | FBC:pH(-) | Watras *et al.*, 1994 |

### 6.4 Accumulation de mercure par les animaux semi-aquatiques et les oiseaux

Les animaux semi-aquatiques et les oiseaux qui consomment des organismes aquatiques bioaccumulent du MeHg par leur alimentation, de façon similaire aux poissons. Les mammifères piscivores comme le vison et la loutre, et les oiseaux tels que les plongeons, les hérons et les Balbuzards pêcheurs se trouvent aux niveaux supérieurs des réseaux alimentaires et peuvent ainsi bioaccumuler une quantité importante de MeHg. Certains oiseaux, comme le Canard d'Amérique (*Anas americana*), ont tendance à accumuler moins de MeHg, leur régime alimentaire étant surtout composé de plantes aquatiques (Vermeer *et al.*, 1973). Le mécanisme de transfert du Hg inorganique et du MeHg depuis l'intestin jusqu'aux autres tissus est le même que celui décrit pour les poissons (section 6.3).

Les organismes se trouvant aux niveaux trophiques supérieurs ont également tendance à vivre plus longtemps, ont une physiologie plus complexe et davantage d'organes dans lesquels le MeHg peut s'accumuler. Les chercheurs trouvent habituellement une proportion de MeHg moins élevée dans le foie et les reins que dans les autres tissus. La déméthylation a été suggérée comme mécanisme expliquant les faibles concentrations de MeHg dans ces organes (Wren *et al.*, 1986), mais il existe d'autres possibilités, comme la redistribution dans les tissus ou l'excrétion sélective.

Les concentrations de mercure dans le vison et la loutre sont élevées par rapport à celles présentes dans les poissons ou les autres organismes aquatiques qu'ils consomment. Kucera (1983) a remarqué que le HgT était d'un ordre de grandeur plus élevé dans le vison et la loutre que dans les poissons habitant le même écosystème fluvial au Manitoba. Des FBA moyens quelque peu inférieurs, soit de 3,9 et de 3,4 pour le vison et la loutre respectivement, ont été rapportés dans une vaste étude portant sur des populations de poissons et de mustélidés de l'État de New York (Foley *et al.*, 1988).

Le mercure peut être transmis par les femelles adultes à leur progéniture. Près de 100 % du mercure transmis par des plongeons adultes à leurs embryons dans leurs œufs était organique, et on n'a remarqué aucune perte nette de MeHg dans les tissus des embryons durant leur développement. Les concentrations de méthylmercure dans les œufs et dans le cerveau d'embryons nouvellement éclos dépassaient souvent les concentrations présentes dans le cerveau de la mère (Barr, 1986). Le transfert de Hg dans les œufs a été envisagé en tant que mode d'excrétion du Hg (Heinz et Hoffman, 1998). DesGranges *et al.* (1998) ont étudié le Balbuzard pêcheur *(Pandion haliaetus)* dans le nord du Québec et ont remarqué que les plumes des adultes renfermaient des concentrations de mercure total plus élevées que celles de leurs petits ayant atteint l'âge de l'envol, et qu'il n'existait aucune différence dans le nombre de petits atteignant l'envol par nids actifs entre les nids situés près des réservoirs et ceux situés près de lacs ou de rivières naturels.

Le sélénium a longtemps été considéré comme un agent qui protège contre le mercure (Wren, 1984). Ce facteur sera examiné plus en détails au chapitre 8 (Toxicité). Le Se peut également s'avérer un facteur qui réduit l'accumulation du MeHg, selon la découverte innatendue de faibles teneurs en mercure dans les tissus de visons et de loutres vivant près de Sudbury, comparativement à d'autres endroits en Ontario. Les mammifères vivant dans la région de Sudbury, contaminée par des métaux, contenaient de fortes concentrations de sélénium (Wren et Stokes, 1988). Les concentrations de mercure dans les poissons de la région de Sudbury étaient également plus basses que prévu (Scheuhammer et Blancher, 1994), de sorte que l'effet potentiel du sélénium se serait dans ce cas manifesté au moins un échelon plus bas dans le réseau trophique. Des concentrations élevées de sulfure seraient également présentes dans la région de Sudbury. Les produits de solubilité ($K_s$) du HgSe et du HgS sont de $10^{-58}$ et $10^{-52}$, respectivement (WHO, 1990), ce qui laisse penser que les ions de mercure sont fortement liés dans cette région, d'où une réduction de leur disponibilité pour la méthylation et l'accumulation. On a observé que le ratio Hg:Se montre une tendance variable à être plus élevé dans les poissons dulcicoles que dans les poissons marins, ce qui peut indiquer que les concentrations relatives de mercure sont plus élevées dans certaines eaux douces (Pelletier, 1985).

Chez les oiseaux migrateurs piscivores, la mue des plumes, la durée d'exposition et les concentrations résiduelles dans les tissus présentes d'une saison à l'autre déterminent largement les charges corporelles de mercure. On a remarqué que les concentrations de Hg diminuaient dans des Mouettes de Bonaparte (*Lacus philadephia*) durant la mue automnale (Braune et Gaskin, 1987). Les plongeons peuvent passer un été dans un territoire contaminé

par le mercure et subir ensuite une mue complète, comprenant le renouvellement des rémiges primaires, avant de migrer vers des aires de reproduction hivernale (Barr, 1986). Les plumes qui poussent peuvent concentrer le mercure jusqu'à 10 et 22 fois plus que les muscles de la poitrine chez les Canards pilets adultes et juvéniles, respectivement (Vermeer et Armstrong, 1972). Chez les plongeons, les plumes du dos et du ventre peuvent contenir des concentrations de mercure de cinq à six fois supérieures à celles présentes dans les tissus musculaires de la poitrine. Les plumes prélevées sur le dos de plongeons adultes de l'Ontario de 1971 à 1974 contenaient en moyenne 3,8 à 13,4 $mg \cdot kg^{-1}$, les plumes du ventre contenaient de 10,7 à 14,9 $mg \cdot kg^{-1}$, tandis que les tissus musculaires de la poitrine en contenaient 1,02 à 3,26 $mg \cdot kg^{-1}$ (Frank *et al.*, 1983). Ainsi, les oiseaux qui hivernent dans des eaux renfermant peu de mercure devraient parvenir aux aires de reproduction en renfermant des concentrations internes de mercure plus basses qu'à tout autre moment de l'année.

Le méthylmercure s'accumule plus dans les fibres musculaires foncées que dans les fibres musculaires blanches des oiseaux (dans Barr, 1986). Les fibres musculaires foncées et riches en myoglobine sont caractéristiques des plongeons. Toute charge tissulaire résiduelle issue de la saison précédente ou d'habitats hivernaux contaminés peut être suffisamment augmentée par les proies contaminées (0,35 à 0,50 $\mu g \cdot g^{-1}$) avant la reproduction pour perturber le comportement reproductif. Par exemple, on a observé qu'aucun plongeon n'a produit d'oisillons dans des territoires où les perchaudes renfermaient des concentrations de mercure supérieures à 0,36 $\mu g \cdot g^{-1}$, tandis qu'un seul œuf était pondu dans des lacs où les concentrations moyennes de mercure dans les perches dépassaient 0,4 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Barr, 1986). Ces observations ont été réalisées dans la région contaminée par le mercure du réseau fluvial English-Wabigoon, dans le nord-ouest de l'Ontario. D'autres effets toxiques sont examinés au chapitre 8.

## 7.0 SURVOL DE LA DISTRIBUTION ET DES CONCENTRATIONS DE MÉTHYLMERCURE DANS L'ENVIRONNEMENT AU CANADA

Ce chapitre traite des concentrations de méthylmercure présentes dans les plantes aquatiques, les invertébrés aquatiques, les poissons, les amphibiens, les reptiles, les mammifères semi-aquatiques, les mammifères marins, les oiseaux aquatiques et les compartiments non biologiques. En raison de la grande quantité de données sur le sujet, les informations contenues dans ce chapitre et les tableaux connexes ne sont que des exemples et ne sont pas exhaustives. Les lecteurs sont encouragés à consulter les bases de données comme celles actuellement élaborées par Environnement Canada (Kent *et al.*, 1998), et celles tenues depuis nombre d'années par certaines provinces (p. ex. l'Ontario et le Québec). Lorsque les données relatives aux concentrations de MeHg pour le Canada ne sont pas disponibles ou rares, l'information est fournie en termes de concentrations de mercure total (HgT). En ce qui concerne les poissons, les chercheurs ne mesurent couramment que le HgT, parce qu'on croit que pratiquement tout le mercure présent dans les tissus des poissons est sous forme de MeHg. Pour chaque élément, des tableaux détaillés sont fournis à l'annexe B, leur numéro étant indiqué à côté de chaque sous-titre.

### 7.1 Plantes aquatiques (annexe B-1)

À quelques exceptions près, les données disponibles indiquent que le méthylmercure représente habituellement moins de 50 % du mercure total dans les plantes aquatiques d'eau douce. Une étude réalisée au lac Heney, en Ontario, a révélé des concentrations de 80 à 90 $\mu g \cdot kg^{-1}$ de HgT[11], et de 50 $\mu g \cdot kg^{-1}$ de MeHg, pour deux genres d'algues filamenteuses *(Mougeotia* et *Spirogyra)*, le MeHg représentant donc 55 % du mercure total (Stokes *et al.*, 1983). Dans le cas d'un autre lac examiné dans le cadre de cette même étude (lac Swan), le MeHg représentait moins de 50 % du HgT pour les mêmes groupes alguaires.

Une étude récente réalisée dans la région des lacs expérimentaux (près de Kenora, ON) a établi que le pourcentage de MeHg dépendait du type de tissu du *Sphagnum angustifolium* analysé. La partie inférieure de la tige, la partie supérieure de la tige et le capitule contenaient respectivement 0,3 %, 1,4 % et 2,7 % de MeHg (0,3, 1,6, 2,5 $\mu g \cdot kg^{-1}$ [poids sec]; Moore *et al.*, 1995). L'étude a également permis de découvrir que le type d'habitat semblait avoir un impact sur les concentrations de MeHg dans les espèces de *Sphagnum*. Les espèces provenant d'un habitat lotique avec fosses contenaient environ 20 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (19 %) de MeHg, tandis que des espèces provenant de dépressions gazonnées ou de monticules, contenaient respectivement environ 1 et 0,5 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (2,5 % et 1,4 % de MeHg). Les espèces de macrophytes et de carex, *Carex aquatilis, C. rostrata* et *Sparganium* spp. contenaient environ 2 $\mu g \cdot kg^{-1}$ de MeHg, en moyenne, représentant 37 % du HgT (Moore *et al.*, 1995).

Les macrophytes provenant de la rivière des Outaouais contenaient des pourcentages de MeHg moins élevés dans leurs racines que dans leurs pousses. Les racines de l'*Elodea canadensis*, du *Sagittaria latifolia*, du *Sparganium angustifolium*, et du *Sparganium eurycarpum* contenaient 8 % à 14 % (moyenne = 10,3 %) de MeHg, comparativement à 23 % à 48 % (moyenne = 31,7 %) de MeHg dans leurs pousses (Mortimer, 1985). Les concentrations de HgT étaient de 48 à 550 $\mu g \cdot kg^{-1}$, mais celles de MeHg n'ont pas été indiquées. La plus forte concentration de mercure total dans les plantes aquatiques trouvée dans la littérature, est de 1600 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (min. =

[11] Toutes les mesures pour les plantes sont en poids sec, à moins qu'on ne spécifie autre chose.

17µg·kg$^{-1}$), dans des plantes du genre *Myriophyllum* recueillies en 1978 dans le fleuve Saint-Laurent, près de Cornwall (Mortimer, 1985). En 1994, des plantes du genre *Myriophyllum* provenant de la même région du fleuve Saint-Laurent contenaient des concentrations de HgT comprises entre 63 et 240 µg·kg$^{-1}$ (Thompson-Roberts *et al.*, 1999).

On n'a trouvé aucune donnée sur les concentrations de méthylmercure présentes dans les plantes estuariennes ou marines au Canada.

### 7.2 Invertébrés aquatiques (annexe B-2)

De nombreuses mesures du HgT chez les invertébrés aquatiques des eaux douces du Canada ont été effectuées (annexe B-2a), mais ce n'est que tout récemment que les chercheurs ont commencé à mesurer le MeHg chez les invertébrés. En général, la proportion de MeHg dans les invertébrés est plus élevée que dans les plantes aquatiques.

Dans une vaste étude réalisée dans le nord du Québec, Tremblay *et al.* (1996) ont trouvé que de 6 % à 100 % du HgT dans les invertébrés benthiques était du MeHg. Les deux concentrations de MeHg les plus élevées ont été trouvées dans des corixides (*Sigara* spp.) du réservoir de la centrale La Grande-2. Dans le bras sud du réservoir, les concentrations de MeHg présentes dans les invertébrés étaient en moyenne de 1,52 µg·g$^{-1}$ (poids sec; 91 % du HgT) et dans le bras nord, de 1,37 µg·g$^{-1}$ (76 % du HgT). Les larves de libellules (*Somatochlora* spp.) du bras sud ne contenaient que du MeHg (concentrations moyennes de 0,62 µg·g$^{-1}$), tandis que dans celles du bras nord, le MeHg ne représentait que 75 % du HgT. Dans un lac témoin, le lac Duncan, les concentrations présentes dans divers invertébrés benthiques étaient comprises entre 0,014 µg·g$^{-1}$ (éphémères, *Leptophlebia* spp.) et 0,124 µg·g$^{-1}$ (corixides, *Sigara* spp.), la proportion de MeHg étant comprise entre 11 % et 75 %. L'annexe B-2 donne les résultats détaillés de cette étude, et Tremblay (1998) examine plus avant les concentrations de MeHg chez les invertébrés des lacs et des réservoirs du nord du Québec.

Une étude portant sur 24 lacs du centre-sud de l'Ontario a permis de constater que des espèces du genre *Daphnia* contenaient de 0,019 à 0,448 µg·g$^{-1}$ (poids sec) de MeHg (Westcott et Kalff, 1996). Ces auteurs n'ont pas mesuré le HgT, de sorte que la proportion représentée par le MeHg n'a pas pu être calculée (K. Westcott, 1999, comm. pers.).

Malley *et al.* (1996) ont remarqué que, tandis que le rein de la moule *Pyganodon grandis*[12] contenait des concentrations plus élevées de MeHg que les autres tissus, la proportion de MeHg présente dans le rein était la plus faible, soit de 15 % (1,99 µg·g$^{-1}$ [poids sec] de HgT et 0,29 µg·g$^{-1}$ de MeHg). Dans l'organisme entier, 44 % du HgT était du MeHg, tandis que dans le manteau, les viscères, les branchies et le pied, la proportion était respectivement de 45 %, 47 %, 58 % et 62 %. Les concentrations de MeHg correspondantes allaient de 0,11 à 0,25 µg·g$^{-1}$ (Malley *et al.*, 1996). Toutes les moules provenaient d'un lac source non manipulé (lac 104) de la région des lacs expérimentaux du nord de l'Ontario.

On a mesuré chez des organismes de la région contaminée de la rivière Wabigoon et du lac Clay, dans le nord-ouest de l'Ontario, des concentrations de HgT parmi les plus élevées pour les invertébrés d'eau douce. Par exemple, des écrevisses (*Orconectes virilis*), du bassin est du lac Clay recueillies en 1979-1980 contenaient 2,2 ± 0,66 µg·g$^{-1}$ (poids frais) de HgT, et d'autres

[12] Auparavant *Anodonta grandis grandis*.

recueillies dans la rivière Wabigoon (affluent du lac Ball) contenaient 1,7 ± 0,49 $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) de HgT (Parks *et al.*, 1991). Ces concentrations sont élevées pour les invertébrés, si l'on considère que la recommandation concernant la consommation humaine de poisson au Canada est de 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[13]. Si ces concentrations dans l'écrevisse étaient converties en poids sec, elles seraient encore plus élevées. Par exemple, si la teneur en eau des tissus était fixée à seulement 50 %, les concentrations de HgT seraient deux fois plus élevées.

Au Canada, il existe relativement peu d'études portant sur les concentrations de mercure présentes dans les invertébrés marins (annexe B-2b). Des concentrations de HgT dans la moule des estuaires *Mytilus edulis* ont été mesurées dans des régions de l'estuaire du Saint-Laurent l'année où les activités des usines de chlore et de soude caustique ont cessé, ainsi que l'année suivante, soit 1976 et 1977. Les concentrations présentes à l'embouchure du fjord du Saguenay sont passées de 0,63 $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids sec) à 0,17 $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids sec) au cours de cette période. De même, les concentrations de HgT ont diminué à un endroit de la côte sud de l'estuaire maritime et à un autre situé en Gaspésie au cours de la même période (Cossa et Rondeau, 1985; annexe B-2).

### 7.3 Poissons (annexe B-3)

Tel qu'indiqué précédemment, le mercure présent dans les poissons des milieux naturels est constitué presque exclusivement de MeHg, et ce, peu importe les concentrations des diverses espèces de mercure dans les aliments et l'eau. Ainsi, les données présentées comprennent de nombreuses mesures du HgT seulement, que l'on assimile à des concentrations de MeHg; dans certains cas cependant, on précise si ce sont bien les concentrations de MeHg qui ont été mesurées. Les données présentées ne sont pas exhaustives, mais on y trouve de l'information sur les concentrations de mercure présentes dans les poissons dulcicoles de huit provinces (Alberta, Colombie-Britannique, Manitoba, Nouveau-Brunswick, Terre-Neuve, Nouvelle-Écosse, Ontario, Québec) et des Territoires du Nord-Ouest.

Dans certains cas, les masses d'eau étaient directement contaminées par le mercure issu de résidus miniers ou de l'industrie, tandis que dans d'autres cas, les concentrations de MeHg étaient élevées par suite de la création de réservoirs d'installations hydroélectriques ou à cause de la forte teneur des roches en mercure. Comme prévu, les concentrations sont généralement les plus élevées dans les espèces piscivores, telles que le touladi, le grand brochet, le doré jaune et ombles à tête plate. La littérature comporte plus de données sur les poissons dulcicoles que sur les poissons marins. Toutes les concentrations sont exprimées en $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais). Les classes d'âge ou de taille des poissons sont indiquées lorsqu'elles sont connues; les animaux piscivores consomment habituellement des poissons de moins de 35 cm de longueur (US EPA, 1993). Les résultats sont présentés suivant l'ordre alphabétique des provinces et territoires.

Au Canada, les programmes de surveillance s'intéressent généralement aux concentrations de mercure dans les poissons de grande taille, commerciaux ou de sport, pour protéger la santé humaine. Les poissons de grande taille (plus vieux), peu importe les autres facteurs, sont susceptibles de contenir des concentrations plus élevées de mercure en raison de leur plus longue exposition par rapport aux plus petits poissons (plus jeunes) consommés par la faune. Ainsi, les concentrations indiquées plus bas peuvent être plus élevées que celles prévues pour les espèces proies. On doit être prudent quant aux implications des données concernant les

[13] Question traitée plus en détails dans la section 9.

poissons de grande taille pour la faune. Le lecteur ne doit pas généraliser la relation complexe existant entre la taille des poissons et la concentration de mercure. Bien que la taille des poissons soit considérée comme le meilleur prédicteur des charges corporelles de mercure, l'estimation des concentrations de mercure dans les poissons de petite taille à partir de concentrations mesurées dans les poissons de grande taille dépend des espèces et des niveaux trophiques, ainsi que des facteurs environnementaux (p. ex. pH, alcalinité, COD, morphologie du bassin ou du lac) et physiologiques (p. ex. taux d'absorption et d'élimination, taux d'assimilation) (voir chapitre 6).

### 7.3.1 Poissons dulcicoles (annexe B-3a)

En Alberta, on a signalé des concentrations élevées de mercure dans les poissons des lacs contaminés par des résidus miniers. Des touladis *(Salvelinus namaycush)*, des grands brochets *(Esox lucius)*, et des ménominis ronds *(Prosopium cylindraceum)* recueillis en 1977 dans le lac Giauque (nord de l'Alberta) contenaient en moyenne respectivement 3,79, 1,75 et 1,22 $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) (Moore et Sutherland, 1980). Dans un autre lac contaminé, soit le lac Thompson, des grands brochets recueillis en 1978 contenaient en moyenne 1,7 $\mu g \cdot g^{-1}$ de HgT dans leurs tissus musculaires. Que le lac ait été contaminé ou non, on a observé que les grands corégones *(Coregonus clupeaformis)* contenaient de faibles concentrations moyennes de mercure, soit 0,2 $\mu g \cdot g^{-1}$. Dans divers lacs témoins, les concentrations musculaires chez le touladi et le grand brochet étaient respectivement comprises entre 0,11 à 1,0 et entre 0,05 et 1,91 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Moore et Sutherland, 1980).

Ramamoorthy *et al.* (1985) ont mesuré les concentrations de mercure chez sept espèces de poisson de la rivière Saskatchewan Nord, dans les environs d'Edmonton. Les concentrations moyennes étaient comprises entre 0,245 $\mu g \cdot g^{-1}$, pour le meunier rouge *(Catostomus catostomus)*, et 0,743 $\mu g \cdot g^{-1}$, pour le doré noir *(Stizostedion canadense)*. La recommandation sanitaire de 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ était également dépassée chez deux autres espèces, soit la laquaiche aux yeux d'or (*Hiodon alosoides*; 0,594 $\mu g \cdot g^{-1}$) et le doré jaune (0,645 $\mu g \cdot g^{-1}$). Ramamoorthy *et al.* (1985) ont également indiqué que la proportion de MeHg était comprise entre 77 % (meunier rouge) et 95 % (doré jaune)[14].

En Colombie-Britannique, le mercure présent dans les poissons a été quantifié dans un certain nombre de lacs et de rivières, ainsi que dans le lac Williston (réservoir associé au barrage Bennett sur la rivière de la Paix). Des études réalisées par BC Hydro dans d'autres réservoirs sont en cours (Watson, 1992). Les concentrations de mercure les plus élevées ont été mesurées dans des touladis du lac Pinchi, situé dans une région où le substrat rocheux est riche en mercure et où se trouve une ancienne mine de mercure. Les concentrations de mercure dans ces touladis se situaient entre 1,06 et 5,78 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Watson, 1992). Les concentrations dans l'omble à tête plate (*Salvelinus confluentus*) étaient relativement élevées, tant dans le lac Pinchi (0,49 à 0,75 $\mu g \cdot g^{-1}$) que dans le lac Williston (0,25 à 1,62 $\mu g \cdot g^{-1}$). Le kokani *(Oncorhynchus nerka kennerlyi)* et la truite arc-en-ciel *(Oncorhynchus mykiss)* du lac Pinchi contenaient des concentrations modérées à élevées, soit 0,32 à 0,76 $\mu g \cdot g^{-1}$ et 0,20 à 0,40 $\mu g \cdot g^{-1}$, respectivement.

Dans un certain nombre de rivières du nord de la C.-B., les concentrations de mercure étaient comprises entre 0,02 et 0,78 $\mu g \cdot g^{-1}$. En moyenne, la truite arc-en-ciel et le grand corégone

[14] Des méthodes et résultats récents indiquent que 98 à 100 % du HgT présent dans les muscles des poissons est constitué de MeHg (Bloom, 1992).

renfermaient les plus basses concentrations, tandis que la lotte *(Lota lota)* et l'omble à tête plate renfermaient les plus fortes concentrations (Watson, 1992).

Au Manitoba, une surveillance étendue de la teneur en mercure des poissons a été réalisée pour les réservoirs. Les concentrations moyennes de mercure dans le réservoir associé à la dérivation de la rivière Churchill (réservoir Notigi), couvrant notamment le lac Southern Indian, dépassaient 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans toutes les espèces, à l'exception du grand corégone (Bodaly *et al.*, 1984[15]). Les concentrations moyennes de mercure dépassaient 2 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans le doré jaune et dans le grand brochet du lac Rat, qui fait partie du réservoir Notigi, et dépassaient 1 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans la plupart des secteurs du réservoir Notigi. Les concentrations étaient également élevées (>0,75 $\mu g \cdot g^{-1}$) chez ces espèces dans cinq lacs situés en aval du réservoir Notigi. Dans le lac Southern Indian, le doré jaune et le grand brochet renfermaient des concentrations musculaires moyennes de 0,57 $\mu g \cdot g^{-1}$ et de 0,68 $\mu g \cdot g^{-1}$, respectivement, tandis que chez le grand corégone, la concentration musculaire était de 0,13 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Bodaly *et al.*, 1984).

Une quantité relativement inférieure de données est disponible pour les poissons dulcicoles des provinces de l'Atlantique, mais on y a récemment accru la base de données parce que les populations de plongeons de certaines régions semblent menacées. Dans le cadre d'une étude réalisée par divers organismes dans le parc national Kejimkujik, situé en Nouvelle-Écosse, des centaines de mesures ont été effectuées dans des tissus de poissons (préparation des rapports en cours, Équipe du mercure, 1998). Deux saumons atlantiques *(Salmo salar)*[16] confins aux eaux intérieures et prélevés dans le réservoir Sisson Branch, dans le bassin fluvial de la rivière Saint-Jean au Nouveau-Brunswick, mesurant 38 et 58 cm et pesant moins de 1,5 kg, contenaient respectivement 0,84 et 1,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ de HgT (Bailey, 1985). Douze grands corégones provenant du réservoir de la rivière Verte (Nouveau-Brunswick) renfermaient une moyenne de 0,12 $\mu g \cdot g^{-1}$. Au cours des années 1970, dans le réservoir Smallwood au Labrador, des saumons atlantiques confinés aux eaux intérieures contenaient 1,5 à 2,3 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Bruce et Spencer, 1978, dans Bailey, 1985). Les concentrations de mercure mesurées dans le cas de lacs du Labrador en 1977 et 1978 étaient comprises entre 0,01 et 3,08 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans le grand brochet (n=117), entre 0,12 et 3,37 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans le touladi (n=107) et entre 0,01 et 1,69 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans l'omble de fontaine (n=96; Bruce *et al.*, 1979).

Dans le réservoir Wreck Cove, en Nouvelle-Écosse, des ombles de fontaine pesant de 49 à 211 g renfermaient dans leurs muscles des concentrations variant de 0,27 à 0,73 $\mu g \cdot g^{-1}$, la moyenne étant de 0,50 ± 0,16 $\mu g \cdot g^{-1}$ (ADI Nolan Davis Inc., 1994). Le bar rayé anadrome *(Morone saxatilis)*, de la rivière Annapolis avait une teneur en Hg élevée dans ses tissus musculaires, celle-ci variant entre 0,26 et 1,97 $\mu g \cdot g^{-1}$ (moyenne de 0,77, poids moyen de 7,4 kg); elle était inférieure chez des spécimens plus petits (moyenne de 1,8 kg) de la rivière Shubenacadie, soit de 0,16 à 1,44 $\mu g \cdot g^{-1}$ (moyenne de 0,40 $\mu g \cdot g^{-1}$; Ray *et al.*, 1984).

Dans les Territoires du Nord-Ouest, les concentrations moyennes de mercure mesurées chez diverses espèces étaient inférieures à 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$, avec quelques exceptions. Les touladis provenant du lac Kaminak, situé à l'ouest de la baie d'Hudson, contenaient de 0,57 à 2,0 $\mu g \cdot g^{-1}$ de HgT (Shilts et Coker, 1995). Dans la région du lac Kaminak, le substrat rocheux renferme une grande quantité de mercure. Pour des raisons inconnues, le grand brochet, le touladi et le doré jaune du lac Ste-Thérèse, situé dans le réseau fluvial de la Johnny Hoe, renferment des concentrations élevées de mercure (moyennes de 0,74, 1,34, 1,49 $\mu g \cdot g^{-1}$) (Stephens, 1995).

[15] D'autres ont mesuré les concentrations de mercure dans ces systèmes; les travaux de Bodaly *et al.*, 1984 sont cités ici par souci de brièveté.

[16] Espèces non précisées; on croit qu'ili s'agit de saumons atlantiques en raison de leur localisation.

Ces concentrations élevées ont été mesurées sur une longue période, notamment chez le doré jaune (dosages en 1975, 1980, 1992 et 1993). Le doré jaune, et non le brochet et le grand corégone, renferme des concentrations moyennes dépassant 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans un autre lac de ce réseau fluvial, soit le lac Tseepantee. Deux lacs supplémentaires (Keller et Taché) abritent des poissons renfermant des concentrations inférieures de HgT.

Dans la rivière Hay (Territoires du Nord-Ouest), le grand corégone, le doré jaune et le grand brochet contenaient en moyenne respectivement 0,07, 0,22 et 0,32 $\mu g \cdot g^{-1}$. Des concentrations semblables ont été mesurées chez ces espèces dans la rivière des Esclaves et dans le lac Leland (Grey *et al.*, 1995).

Plus d'études ont été réalisées en Ontario dans une vaste gamme de plans d'eau que dans toute autre région du Canada. Le ministère de l'Environnement de l'Ontario tient une très importante base de données sur les concentrations de mercure présentes dans les poissons (probablement la plus importante au monde, selon G. Mierle, 1999; ministère de l'Environnement de l'Ontario, comm. pers.). La région la plus contaminée par le mercure est, selon toute vraisemblance, le réseau fluvial English-Wabigoon, dans le nord-ouest de l'Ontario. La source du mercure y était une usine de chlore et de soude caustique située dans la ville de Dryden (Rudd *et al.*, 1983). Des concentrations de mercure très élevées ont été détectées chez la lotte et le doré jaune du lac Clay, soit des concentrations moyennes de 21,9 et 15,7 $\mu g \cdot g^{-1}$, respectivement (Fimreite et Reynolds, 1973). Dans le lac Ball, en aval du lac Clay, le doré jaune, le crapet de roche *(Ambloplites rupestris)* et le grand brochet, renfermaient respectivement en moyenne 4,5, 6,2 et 7,7 $\mu g \cdot g^{-1}$. Les meuniers noirs *(Catostomus commersoni)* du lac Clay et de la rivière Wabigoon renfermaient des concentrations de mercure dépassant 3 et 4 $\mu g \cdot g^{-1}$, respectivement. Des poissons de nombreux autres lacs et rivières de ce réseau fluvial renfermaient également des concentrations élevées de mercure (Fimreite et Reynolds, 1973).

Cabana *et al.* (1994) ont trouvé une corrélation positive entre les concentrations de mercure présentes dans le touladi et la longueur de la chaîne alimentaire dans un grand nombre de lacs ontariens. Les touladis des lacs abritant des poissons proies pélagiques et des crevettes du genre *Mysis* renfermaient une concentration moyenne de 0,65 $\mu g \cdot g^{-1}$, comparativement à 0,18 $\mu g \cdot g^{-1}$ chez les touladis provenant des lacs abritant des mysis mais pas de poissons proies. La relation n'existait pas pour l'achigan à petite bouche *(Micropterus dolomieui)*, espèce qui n'exploite pas la chaîne alimentaire pélagique et chez laquelle la teneur en HgT était en moyenne de 0,43 à 0,53 $\mu g \cdot g^{-1}$, et ce, peu importe la longueur de la chaîne alimentaire.

Le touladi renfermait des concentrations de mercure élevées par rapport à l'éperlan *(Osmerus mordax)* dans une série de lacs ontariens examinés de 1977 à 1981. Les lacs Muskoka, Mary et Vernon ont été classés comme ayant une forte teneur en mercure, étant donné que les concentrations moyennes dans les touladis atteignaient 2,96 à 4,49 $\mu g \cdot g^{-1}$ (0,34 à 0,49 pour l'éperlan). Les lacs Koshlong, Rosseau et Tadenac ont été classés comme modérément contaminés, étant donné que les concentrations moyennes dans les touladis atteignaient 0,61 à 0,99 $\mu g \cdot g^{-1}$ (0,18 à 0,26 pour l'éperlan), et les lacs Simcoe, Joseph et Bella ont été classés comme ayant une faible teneur en Hg, étant donné que les concentrations moyennes dans les touladis étaient de 0,39 à 0,55 $\mu g \cdot g^{-1}$ (0,08 à 0,14 pour l'éperlan; MacCrimmon *et al.*, 1983).

Des grands brochets de 170 lacs et des dorés jaunes de 255 lacs de partout en Ontario indiquent que, globalement, les poissons d'une certaine taille habitant des milieux qui ne semblent pas pollués renferment des concentrations moyennes atteignant, ou dépassant, la recommandation sanitaire de 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$. Les grands brochets mesurant environ 54 cm

renfermaient en moyenne 0,50 $\mu g \cdot g^{-1}$ (0,07 à 1,28 $\mu g \cdot g^{-1}$), et les dorés jaunes mesurant environ 41 cm renfermaient en moyenne 0,58 $\mu g \cdot g^{-1}$ (0,09 à 3,24 $\mu g \cdot g^{-1}$) pour une grande variété de lacs (Wren *et al.*, 1991).

Des perchaudes d'un an recueillies dans la rivière des Outaouais et dans des lacs du nord-ouest de l'Ontario renfermaient invariablement de faibles concentrations de mercure. Les perchaudes recueillies en 1974 et 1975 dans la rivière des Outaouais contenaient 0,13 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Rodgers et Qadri, 1982) et celles recueillies dans six lacs éloignés du nord-ouest de l'Ontario renfermaient en moyenne 0,04 à 0,14 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Bodaly *et al.*, 1993). De même, des perchaudes d'un an recueillies dans 16 lacs de la région de Muskoka-Haliburton contenaient entre 0,031 et 0,233 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Suns et Hitchin, 1990).

Au Québec, les études ont été centrées sur les projets hydroélectriques du nord, dans les régions des projets Grande-Baleine, La Grande et Nottaway-Broadback-Rupert (NBR). Les concentrations de mercure les plus élevées ont été trouvées dans des grands brochets et des dorés jaunes du réservoir La Grande-2. Les poissons recueillis de 1982 à 1988 renfermaient dans leurs muscles des concentrations moyennes comprises entre 1,31 et 2,99 $\mu g \cdot g^{-1}$ (brochet), et entre 1,92 et 2,80 (doré jaune), les moyennes les plus élevées ayant été enregistrées neuf ans après l'inondation (Verdon *et al.*, 1991). Les concentrations présentes dans le meunier rouge à La Grande-2 ont culminé à 0,67 $\mu g \cdot g^{-1}$ et celles du grand corégone ont culminé à 0,57 $\mu g \cdot g^{-1}$, cinq ans après l'inondation. Dans 29 lacs témoins de la région, les poissons accumulaient de plus petites quantités de mercure, les concentrations présentes dans les grands brochets se situant entre 0,25 et 0,90, celles du doré jaune, entre 0,32 et 1,26 et celles du meunier rouge, entre 0,06 et 0,32 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Verdon *et al.*, 1991). Des publications plus récentes font état des concentrations de mercure dans les poissons au complexe La Grande de 1978 à 1994 (Hydro-Québec et Groupe-conseil Génivar Inc., 1996, 1997).

Dans les régions des complexes Grande-Baleine et NBR, dans le nord du Québec, les concentrations moyennes de mercure dans les poissons piscivores dépassaient la recommandation sanitaire de 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$. Les grands brochets et les dorés jaunes de la région de NBR, sur la côte sud-est de la baie James, renfermaient des concentrations de 0,93 ± 0,51 et de 0,78 ± 0,46 $\mu g \cdot g^{-1}$, respectivement. Les concentrations de mercure présentes dans ces espèces n'étaient que légèrement inférieures dans la région de Grande-Baleine, sur la côte est de la Baie d'Hudson (Langlois *et al.*, 1995). Des données supplémentaires se rapportant à ces régions se trouvent dans Hydro-Québec et Groupe-conseil Génivar Inc. (1997).

Des mesures du Hg chez des grands brochets et des dorés jaunes de 235 sites lacustres et 214 sites fluviaux répartis dans l'ensemble du Québec, ont révélé que les concentrations moyennes de Hg dépassaient 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans de nombreux cas. Les grands brochets mesurant entre 40 et 50, entre 55 et 70, et plus de 70 cm, renfermaient respectivement 0,4, 0,66 et 1,12 $\mu g \cdot g^{-1}$. Les dorés jaunes mesurant entre 30 et 40, entre 40 et 50, et plus de 50 cm renfermaient en moyenne respectivement 0,53, 0,78 et 1,26 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Laliberté, 1996).

### 7.3.2 POISSONS MARINS (ANNEXE B-3B)

Quelques données portant sur les concentrations de méthylmercure dans les poissons marins au Canada sont présentées ici. Des harengs atlantiques *(Clupea harengus harengus)* recueillis en 1981 dans le sud-ouest de la Baie de Fundy renfermaient de faibles concentrations de mercure, comprises entre 0,005 et 0,015 $\mu g \cdot g^{-1}$. Les poissons étaient âgés de un à cinq ans, et on a remarqué que les concentrations de mercure mesurées dans les muscles et dans le corps

entier augmentaient avec l'âge (Braune, 1987a). L'ogac (*Gadus ogac*, 400 mm) capturé dans les eaux côtières de la baie James entre 1987 et 1994 contenait de 0,14 à 0,42 $\mu g \cdot g^{-1}$ de mercure, tandis que le chaboisseau à quatre cornes (*Myoxocephalus quadricornis*, 250 mm), provenant des mêmes régions contenait de 0,1 à 0,55 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Hydro-Québec et Groupe-conseil Génivar Inc., 1997).

### 7.4 Amphibiens (annexe B-4)

On n'a trouvé aucune donnée concernant les concentrations de méthylmercure chez les amphibiens au Canada. Une étude récente a examiné les concentrations de HgT chez le necture tacheté, *Necturus maculosus*, dans divers endroits du fleuve Saint-Laurent et de la rivière des Outaouais. Les concentrations moyennes étaient comprises entre 0,087 et 0,239 $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais), la concentration maximum mesurée dans un individu ayant été de 0,445 $\mu g \cdot g^{-1}$ (organisme entier sans les gonades; Bonin *et al.*, 1995). Cet individu était une femelle adulte de la région de Beauharnois, dans le fleuve Saint-Laurent. La concentration moyenne dans l'organisme entier (sans les gonades) était de 0,239 ± 0,137, tandis que celle obtenue pour les gonades des six mêmes femelles était de 0,068 $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais).

### 7.5 Reptiles (annexe B-4)

On n'a trouvé aucune donnée concernant les concentrations de méthylmercure dans les reptiles au Canada. Les œufs de chélydres serpentines *(Chelydra serpentina)*, recueillis en 1989 et en 1990 dans le fleuve Saint-Laurent et certains de ses tributaires contenaient des concentrations de HgT relativement faibles (0,09 à 0,15 $\mu g \cdot g^{-1}$ [poids frais]; Bonin *et al.*, 1995).

### 7.6 Mammifères

#### 7.6.1 Mammifères semi-aquatiques (annexe B-5)

On n'a trouvé aucune donnée concernant les concentrations de méthylmercure chez les mammifères semi-aquatiques au Canada. Plusieurs études présentant des concentrations de mercure total sont ici décrites brièvement.

Dans de nombreux endroits du Manitoba, le vison *(Mustela vison)* et la loutre *(Lutra canadensis)* ont accumulé des concentrations de HgT plus élevées dans leurs tissus hépatiques que dans leurs tissus cérébraux ou rénaux. Les concentrations moyennes présentes dans le foie étaient comprises entre 0,82 et 3,93 $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) pour le vison, et entre 1,75 et 3,67 $\mu g \cdot g^{-1}$ pour la loutre. Les concentrations moyennes présentes dans les reins étaient comprises entre 0,67 et 2,98 $\mu g \cdot g^{-1}$ de HgT pour le vison, et entre 1,07 et 2,37 $\mu g \cdot g^{-1}$ pour la loutre. La concentration maximum de HgT dans le cerveau était de 0,97 $\mu g \cdot g^{-1}$ pour le vison et de 0,92 $\mu g \cdot g^{-1}$ pour la loutre (Kucera, 1983). Les plus fortes concentrations ont été généralement mesurées dans des animaux vivant aux environs de la rivière Winnipeg.

En Ontario, les pourcentages de MeHg dans divers tissus de visons et de loutres des régions de la rivière English, de Muskoka et de Sudbury ont été établis. Dans le foie et les reins des visons, respectivement 53 % et 43 % du HgT était du MeHg, les concentrations de HgT atteignant jusqu'à 7,5 et 5,54 $\mu g \cdot g^{-1}$, respectivement. Dans le foie, les reins et les mucles des loutres, respectivement 34 %, 19 % et 90 % du HgT était du MeHg, les concentrations de HgT

atteignant respectivement jusqu'à 17,4, 12,6 et 4,26 $\mu g \cdot g^{-1}$ (les concentrations les plus élevées ont été mesurées dans des animaux de la région de la rivière English; Wren *et al.*, 1986). Les concentrations de HgT présentes dans tous les tissus sont présentées en détails à l'annexe B-5.

Dans le cadre d'une étude ontarienne sur le vison et la loutre, le HgT présent dans le foie, les reins et le cerveau montrait une tendance similaire à celle d'une étude réalisée au Manitoba indiquant une concentration décroissante en fonction du type de tissus. Dans le cas du vison, la plus forte concentration moyenne dans les tissus hépatiques était de 2,55 ± 1,96 (plage de 0,56 à 6,9) $\mu g \cdot g^{-1}$ et a été obtenue dans le district contaminé de la rivière English, dans le nord-ouest de l'Ontario. En ce qui a trait à la loutre, la concentration moyenne la plus élevée dans les tissus hépatiques était de 3,47 ± 4,1 (plage de 0,71 à 17,4) $\mu g \cdot g^{-1}$ dans la même région (Wren *et al.*, 1986). Dans cette étude menée à l'échelle de la province, les concentrations musculaires étaient comprises entre 0,38 et 1,62 $\mu g \cdot g^{-1}$ chez le vison, et 0,30 et 1,04 chez la loutre.

Dans le nord du Québec, le vison provenant de la région de Grande-Baleine renfermait les concentrations musculaires moyennes les plus élevées, soit 2,40 ± 2,24 $\mu g \cdot g^{-1}$ de HgT (Langlois *et al.*, 1995). Des visons vivant dans des milieux naturels du nord du Québec renfermaient des concentrations de 4,85, 2,45 et 0,93 $\mu g \cdot g^{-1}$ de HgT dans le foie, les reins et le cerveau, respectivement (Bélanger et Larivière, 1997).

Les concentrations de HgT ont aussi été mesurées chez le castor *(Castor canadensis)* et le raton laveur *(Procyon lotor)*. Le foie, les reins et le cerveau de castors recueillis près de Parry Sound, en Ontario, contenaient 0,03 $\mu g \cdot g^{-1}$ de HgT. Cette faible concentration témoigne de l'absence de poisson dans l'alimentation du castor. Le foie, les reins et les tissus musculaires des ratons laveurs recueillis dans la même région contenaient 4,5, 1,1 et 0,3 $\mu g \cdot g^{-1}$ de HgT (Wren, 1984).

### 7.6.2 Mammifères marins (annexe B-6)

Peu d'études traitent de la concentration de MeHg chez les mammifères marins au Canada. Certaines des concentrations les plus élevées de HgT ont été mesurées dans le foie de mammifères marins. Le tableau ci-dessous présente certaines des concentrations élevées de HgT et de MeHg (données complètes à l'annexe B-6) mesurées dans le foie de mammifères marins de nombreuses régions du Canada.

| *Espèces* | *HgT ($\mu g \cdot g^{-1}$)* | *MeHg( $\mu g \cdot g^{-1}$)* | *Références* |
|---|---|---|---|
| Béluga (fleuve Saint-Laurent) *(Delphinapterus leucas)* | 33 | n. i. | Wagemann *et al.*, 1996 |
| Phoque annelé (ouest de l'Arctique) *(Phoca hispida)* | 33 | n. i. | Wagemann, 1995 |
| Phoque commun[17] (région de Grande-Baleine) *(Phoca vitulina)* | 29 | 4,6 | Langlois *et al.*, 1995 |
| Globicéphale noir (côte de l'Atlantique) *(Globicephala melaena)* | 23 | n. i. | Wagemann *et al.*, 1995 |
| Béluga (région de Grande-Baleine) | 20 | 7,3 | Langlois *et al.*, 1995 |
| Narval (est de l'Arctique) *(Monodon monoceros)* | 11 | n. i. | Wagemann *et al.*, 1996 |
| Phoque du Groënland (côte de l'Atlantique) *(Phoca groenlandica)* | 10 | n. i. | Wagemann *et al.*, 1995 |

n. i. = non indiqué

Le foie du phoque annelé *(Phoca hispida)* est consommé par les Authochtones. Wagemann (1994) a établi que la concentration de MeHg dans le foie du phoque annelé relativement à celle du HgT n'était que de 15 % à 30 %. Plus tard, il a obtenu un pourcentage de MeHg dans le foie du phoque annelé beaucoup plus bas (seulement 2 % à 3 %), avec des méthodes de calcul plus exactes (Wagemann *et al.*, 1997; R. Wagemann, 1999; DFO, comm. pers.). Les concentrations hépatiques susmentionnées ont été mesurées chez des phoques annelés de l'ouest de l'Arctique prélevés entre 1987 et 1993. Selon les données de Wagemann *et al.* (1997), la concentration moyenne de MeHg dans les tissus hépatiques susmentionnés était d'environ 1,0 $\mu g \cdot g^{-1}$. Le foie des phoques annelés de l'est de l'Arctique contenait 28 $\mu g \cdot g^{-1}$ de HgT (3 % = 0,8 $\mu g \cdot g^{-1}$ de MeHg; Wagemann *et al.*, 1995; R. Wagemann, 1999, MPO, comm. pers.), et celui des phoques annelés de la région de Grande-Baleine, 1,1 $\mu g \cdot g^{-1}$ de MeHg (Langlois *et al.*, 1995).

Il existe des tendances spatiales et temporelles dans les accumulations de mercure par les mammifères marins de l'Arctique. En général, les tissus des phoques annelés et des bélugas renferment des concentrations de mercure plus élevées dans l'ouest que dans l'est de

[17] Animaux confinés aux eaux intérieures et considérés par les auteurs comme des phoques d'eau douce.

l'Arctique. Cela a été attribué aux concentrations naturelles de mercure dans les deux régions, mais il est important de souligner que 1) le mercure présent dans le foie des bélugas a augmenté dans l'est et l'ouest de l'Arctique sur une période de 10 à 12 ans; 2) le mercure présent dans le foie des phoques annelés de l'ouest de l'Arctique et des narvals de l'est de l'Arctique a connu des augmentations semblables; 3) les bélugas recueillis au milieu des années 1990 avaient accumulé deux fois plus de mercure que ceux recueillis il y a 10 à 12 ans; 4) les phoques annelés recueillis au milieu des années 1990 avaient accumulé trois fois plus de mercure que ceux recueillis il y a 15 à 20 ans (Wagemann *et al.*, 1996).

Les résultats récents obtenus par Wagemann *et al.* (1997) indiquent que le mercure présent dans les tissus musculaires des narvals *(Monodon monoceros)*, des phoques annelés et des bélugas *(Delphinapterus leucas)* est presque entièrement sous forme de MeHg. D'un autre côté, au moins une étude a indiqué que seulement 34 % du HgT présent dans les tissus musculaires des phoques annelés était du MeHg (Langlois *et al.*, 1995). Les résidus étaient peu abondants dans les deux cas : 0,6 $\mu g \cdot g^{-1}$ de MeHg (Wagemann *et al.*, 1997) dans les phoques de l'Arctique, et 0,11 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans les phoques de la région de Grande-Baleine (baie d'Hudson; Langlois *et al.*, 1995).

Des bélugas du fleuve Saint-Laurent âgés de 0 à 30 ans contenaient en moyenne 33,6 $\mu g \cdot g^{-1}$ de HgT dans leurs tissus hépatiques (maximum de 202 $\mu g \cdot g^{-1}$; Wagemenn *et al.*, 1996). Cela constitue la plus haute moyenne jamais rapportée. Les concentrations de méthylmercure n'ont pas été indiquées. Dans leurs tissus musculaires, les bélugas de l'Arctique, du fleuve Saint-Laurent et de la région de Grande-Baleine, renfermaient plus de 2 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Langlois *et al.*, 1995; Wagemann *et al.*, 1997). Étant donné qu'une grande partie du mercure présent dans les tissus musculaires des mammifères marins est sous forme de MeHg, on peut considérer que les bélugas de nombreuses régions du Canada renferment des concentrations excessives de MeHg dans leurs tissus musculaires.

### 7.7 Oiseaux (annexe B-7)

De nombreuses études font état du HgT présent dans divers tissus aviens, mais, très peu font état des concentrations de méthylmercure. Tandis que certaines analyses indiquent que la plus grande partie du mercure présent dans les tissus, à l'exception du foie et des reins, est sous forme de MeHg, il n'existe pas assez de preuves pour conclure, comme il a été fait dans le cas des poissons, que tout le mercure présent dans les oiseaux est sous forme de MeHg. Les oiseaux piscivores ont habituellement une grande proportion de MeHg dans leurs tissus musculaires et cérébraux. Les œufs ne contiennent pratiquement que du MeHg, qui y est transféré par les femelles avant la ponte.

Une étude assez ancienne portant sur des spécimens uniques d'oiseaux immatures des environs du lac Clay, situé dans le nord-ouest de l'Ontario (contaminé au mercure), a établi que 69 % à 99 % du HgT dans les muscles de la poitrine était du MeHg. Les espèces examinées étaient la sarcelle à ailes bleues *(Anas discors)*, le Garrot à œil d'or *(Bucephala clangula)*, le Grand Harle *(Mergus merganser)*, le Harle couronné *(Lophodytes cucullatus)* et le Canard colvert *(Anas platyrhynchos)*. Le Harle couronné renfermait la concentration de MeHg la plus élevée, soit 17,8 $\mu g \cdot g^{-1}$ (99 %), tandis que le Canard colvert reenfermait la concentration la moins élevée, soit 0,11 $\mu g \cdot g^{-1}$ (69 %). La sarcelle, le Garrot à œil d'or et le Grand Harle renfermaient respectivement 7,4, 12,3 et 14,9 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Vermeer *et al.*, 1973).

Les plongeons huards des régions du parc Algonquin et de Parry Sound, recueillis de 1971 à 1974, renfermaient de plus fortes concentrations de mercure lorsqu'ils étaient émaciés. Les tissus musculaires contenaient de 2,7 à 5,4 $\mu g \cdot g^{-1}$ chez les plongeons émaciés, par rapport à 0,8 à 1,1 $\mu g \cdot g^{-1}$ chez les plongeons en santé (moyennes; Frank *et al.*, 1983). Les concentrations de mercure étaient aussi environ trois fois plus élevées dans les tissus cérébraux des individus émaciés (annexe B-7).

Une autre étude, entreprise au cours des années 1970, comportait un examen exhaustif du plongeon huard *(Gavia immer)* dans le district du réseau fluvial English-Wabigoon, dans le nord-ouest de l'Ontario. Le lac Clay, mentionné plus haut, se trouve dans cette région. Les œufs des plongeons contenaient de 97 % à 100 % de MeHg, la concentration la plus élevée atteignant 1,34 ± 0,53 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans une série de six lacs en aval de Dryden, dans le réseau fluvial de la Wabigoon (Barr, 1986). Les muscles, le cerveau et le foie des oisillons contenaient respectivement 0,3 $\mu g \cdot g^{-1}$ (82 % à 85 %), 0,4 $\mu g \cdot g^{-1}$ (99 %) et 0,8 $\mu g \cdot g^{-1}$ (87 % à 92 %) de MeHg. Les muscles, le cerveau et le foie des adultes contenaient respectivement 0,9 à 2,3 $\mu g \cdot g^{-1}$ (50 % à 86 %), 0,3 à 0,8 $\mu g \cdot g^{-1}$ (52 % à 92 %) et 0,2 à 1,5 (4 % à 27 %) de MeHg (Barr, 1986). La tendance semble indiquer que les jeunes renferment essentiellement du MeHg dans leurs tissus, et que dans le foie des adultes, l'accumulation de MeHg n'est pas favorisée, par rapport aux autres formes de mercure (situation semblable chez les mammifères marins). Des études devraient être réalisées dans des régions moins contaminées pour corroborer cette conclusion et d'autres conclusions.

Dans le cadre d'une étude récente réalisée en Ontario, les concentrations de mercure présentes dans le sang des adultes et des oisillons étaient positivement corrélées avec les concentrations de mercure présentes dans les poissons ($r = 0,71$ et 0,51, respectivement; Scheuhammer *et al.*, 1998). Trois des 24 lacs abritaient des perches et des crapets-soleils de 20 à 50 g, renfermant des concentrations de Hg supérieures à 0,3 $\mu g \cdot g^{-1}$, lesquelles font apparaître des problèmes de reproduction chez les plongeons (Barr, 1986). Tel qu'indiqué par Evers *et al.* (1998) dans le cadre de leur étude réalisée au Wisconsin, Scheuhammer *et al.* (1998) ont remarqué que les adultes renfermaient des concentrations sanguines atteignant plus de dix fois celles de leurs oisillons, et les mâles avaient des masses corporelles et des concentrations de HgT plus élevées que les femelles. Les concentrations sanguines de mercure les plus élevées (>2.5 $\mu g \cdot ml^{-1}$) ont été mesurées chez les oiseaux de lacs ayant un pH inférieur à 6,5. Les plumes des adultes contenaient 7,65 à 21 $\mu g \cdot g^{-1}$ de HgT, et les plumes des oisillons contenaient 1,37 à 3,35 $\mu g \cdot g^{-1}$ de HgT.

Le mercure total a été mesuré dans bon nombre d'autres espèces d'oiseaux. On a trouvé que les œufs de Pygargues à tête blanche *(Haliaeetus leucocephalus)* recueillis de 1990 à 1992 dans les basses terres continentales de la Colombie-Britannique et dans l'île de Vancouver contenaient 0,096 à 0,38 $\mu g \cdot g^{-1}$ de HgT (Elliott *et al.*, 1996). Neuf espèces d'oiseaux marins recueillies de 1978 à 1984 dans la région de Quoddy (Baie de Fundy) contenaient 0,037 à 7,05 $\mu g \cdot g^{-1}$ de HgT (Braune, 1987b). Les concentrations les plus élevées ont été trouvées dans les reins et le foie de Cormorans à aigrettes *(Phalacrocorax auritus)*. Le cerveau et les tissus musculaires de ces cormorans contenaient moins de 1,0 $\mu g \cdot g^{-1}$ de HgT, comme tous les tissus de la plupart des autres espèces (Braune, 1987b).

Des concentrations de HgT globalement relativement élevées ont été mesurées chez un bon nombre d'oiseaux de la région de Grande-Baleine, dans le nord du Québec. Les Grands Harles contenaient une moyenne de 17,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ de HgT dans leurs tissus hépatiques et de 1,3 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans leurs tissus musculaires. Les Goélands argentés *(Larus argentatus)* contenaient 2,9 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans leurs tissus hépatiques et 1,0 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans leurs tissus musculaires. Les Grands Harles

provenant de la région de Nottaway-Broadback-Rupert (côte sud-est de la baie James) renfermaient des concentrations élevées dans leurs tissus, semblables à celles mesurées chez les harles de Grande-Baleine (Langlois *et al.*, 1995).

On a mesuré des concentrations de mercure total significativement plus élevées dans les plumes des Balbuzards pêcheurs adultes et au nid exploitant des réservoirs que dans celles des balbuzards exploitant des milieux naturels dans le nord du Québec. Les plumes des balbuzards adultes des réservoirs renfermaient une concentration moyenne de 51,8 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec), et celles des adultes des lacs et rivières naturels, de 16,5 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) (DesGranges *et al.*, 1998). Dans les deux types de milieux, les plumes des oisillons contenaient respectivement 37,4 et 7,0 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec). Les œufs des balbuzards contenaient partout $0,2 \pm 0,1$ $mg \cdot kg^{-1}$ de HgT (poids frais), ce qui a été expliqué par le fait que les œufs avaient été pondus avant la disparition de la glace (donc avant une exposition importante au mercure) sur les masses d'eau étudiées dans le nord du Québec.

Plusieurs chercheurs ont examiné les œufs d'oiseaux aquatiques de la région des Grands Lacs. Les concentrations présentes dans les œufs des Goélands argentés *(Larus argentatus)* de plusieurs secteurs des Grands Lacs étaient comprises entre 0,13 et 0,88 $\mu g \cdot g^{-1}$ de HgT (Koster *et al.*, 1996). Les concentrations les plus élevées se trouvaient dans les œufs de Sternes pierregarins *(Sterna hirundo)* recueillis en 1971 dans le lac Ontario, soit 1,1 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Gilbertson, 1974), et dans le lac Sainte-Claire en 1973, soit également 1,1 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Stendell *et al.*, 1976). Les œufs d'Hirondelles bicolores *(Tachycineta bicolor)* d'Akwesasne (au nord-est de Cornwall), de l'extrémité de Long Point (lac Ontario), du ruisseau Mud (lac Érié) et du marais Wye (baie Georgienne), analysés en 1991, renfermaient des concentrations très faibles, soit de 0,043 à 0,076 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Bishop *et al.*, 1995).

### 7.8 Compartiments non biologiques (annexe B-8)

La plupart des informations disponibles sur les concentrations de MeHg dans les compartiments environnementaux non biologiques au Canada ont été publiées assez récemment, étant donné que les techniques analytiques permettant la détection de faibles concentrations n'ont été élaborées qu'à la fin des années 1980 (Bloom, 1989). Très peu de laboratoires du pays sont présentement en mesure d'effectuer des mesures de la concentration de MeHg dans des échantillons d'eau. Des mesures de méthylmercure en Ontario et au Québec ont été réalisées pour les eaux de surface, la pluie, la neige, le seston, les sédiments, l'eau interstitielle de la tourbe et les sols inondés.

L'information relative au HgT dans les sédiments au Canada est rapportée dans le document « Canadian Sediment Quality Guidelines for Mercury » (Environment Canada, 1997), tandis que la distribution naturelle du mercure dans les formations géologiques, en rapport avec les sédiments du Canada est cartographiée et décrite dans Friske et Coker (1995). En ce qui a trait à l'information relative au HgT dans les sols, on peut consulter le document d'Environnement Canada (1996) sur la question. Les concentrations totales de mercure dans les compartiments non biologiques ne sont pas tabulées dans le présent rapport, excepté lorsqu'elles sont associées aux concentrations de MeHg.

Des précipitations recueillies dans une région éloignée du nord-ouest de l'Ontario contenaient des concentrations mesurables de MeHg. Des échantillons de l'eau de pluie recueillis au début des années 1990 dans la région des lacs expérimentaux contenaient des concentrations comprises entre 0,017 et 0,049 $ng \cdot l^{-1}$ de MeHg, soit moins de 1 % du HgT. Dans des

échantillons de neige, les concentrations de MeHg étaient comprises entre 0,008 et 0,104 ng·l$^{-1}$ et représentaient de 0,8 % à 2,9 % du HgT (St. Louis *et al.*, 1995).

Des échantillons de diverses eaux de surface de la région des lacs expérimentaux contenaient des concentrations moyennes de MeHg comprises entre 0,03 et 1,38 ng·l$^{-1}$. La concentration la plus élevée a été obtenue pour un étang formé suite à une inondation expérimentale réalisée dans le cadre d'un projet d'étude d'un réservoir expérimental (Kelly *et al.*, 1995). La concentration la plus faible (0,03 ng·l$^{-1}$) a été mesurée dans de l'eau s'écoulant de hautes terres ne comportant pas de milieux humides, tandis que l'eau de bassins hydrographiques dominés par des milieux humides contenait des concentrations moyennes de 0,626 ± 0,126 ng·l$^{-1}$ de MeHg (St. Louis *et al.*, 1994). L'eau interstitielle provenant de la tourbe de milieux humides contenait 0,6 ng·l$^{-1}$ de MeHg, ce qui représentait 10 % du HgT (Moore *et al.* , 1995).

Des échantillons d'eau recueillis à la fin des années 1970 dans la région hautement contaminée par le mercure qu'est le réseau fluvial English-Wabigoon, près de Dryden, auraient contenu de 0,22 à 1,3 ng·l$^{-1}$ de MeHg (Parks *et al.*, 1989). Bien que ces valeurs semblent très possibles, vu l'abondance du mercure dans les organismes vivants de cette région, les techniques d'échantillonnage rigoureuses et propres et les méthodes analytiques modernes n'existaient pas encore à cette époque.

Dans les rivières des Outaouais et Gatineau, jusqu'à 36 % du HgT présent dans des échantillons d'eau était du MeHg. Des échantillons provenant de la rivière des Outaouais contenaient 2,3 ng·l$^{-1}$ de MeHg (26 %), et ceux de la rivière Gatineau, 4,1 ng·l$^{-1}$ de MeHg (36 %). Dans cette même étude, l'eau provenant du lac Black contenait une concentration de MeHg plus faible (1,3 ng·l$^{-1}$), mais la proportion de MeHg demeurait élevée, soit 37 % (Schintu *et al.*, 1989).

Dans les régions de Grande-Baleine et de Nottaway-Broadback-Rupert, dans le nord du Québec, des échantillons d'eau et de seston recueillis au cours des étés 1989 à 1991 contenaient 0,45 et 0,94 ng·l$^{-1}$ de MeHg, respectivement; par ailleurs, des échantillons recueillis au cours de l'automne et de l'hiver contenaient 0,02 et 0,46 ng·l$^{-1}$ de MeHg, respectivement. Les concentrations de MeHg représentaient de 9 % à 31 % du HgT (Langlois *et al.*, 1995). La concentration moyenne de méthylmercure dans des échantillons d'eau provenant de lacs naturels du nord du Québec, recueillis de 1994 à 1996, était de 0,049 (erreur-type : ± 0,004 ES) ng·l$^{-1}$, (0,018 à 0,115 ng·l$^{-1}$; N=30; Lucotte *et al.*, 1998). Les concentrations de méthylmercure représentaient environ 3 % du HgT.

Dans les milieux inondés des réservoirs Robert-Bourassa et Laforge-1, situés dans le nord du Québec, la concentration moyenne de MeHg dans les échantillons d'eau était de 0,28 ng·l$^{-1}$ (0,03 à 0,85 ng·l$^{-1}$; N=87; 1994-1996; Thérien et Morrison, 1998). Au cours de la même période, la concentration moyenne de MeHg dans l'eau des lacs naturels avoisinants était inférieure, soit de 0,05 ng·l$^{-1}$ (0,02 à 0,11 ng·l$^{-1}$; N=30). Le pourcentage de MeHg dans le HgT était en moyenne de 12 % dans les réservoirs et de 3 % dans les lacs.

Les sols inondés dans la région du réservoir La Grande-2, dans le nord du Québec, contenaient jusqu'à 0,043 µg·g$^{-1}$ (poids sec) de MeHg, la concentration variant selon la profondeur de l'échantillon. Entre 4 et 11 cm de profondeur, les sols renfermaient la concentration la plus élevée de MeHg, soit 0,043 µg·g$^{-1}$ (30 %), tandis que les sols plus profonds, de 11 à 19 cm, contenaient 0,0019 µg·g$^{-1}$ de MeHg (6 %), soit la moins grande quantité. Les sols de surface, de 0 à 4 cm, contenaient une quantité intermédiaire de MeHg, soit 0,0085 µg·g$^{-1}$ (6,6 %; Mucci *et al.*, 1995).

Les sédiments de surface de plusieurs lacs du nord du Québec contenaient de 0,0001 à 0,0006 $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids sec) de MeHg (Mucci *et al.*, 1995).

## 8.0 TOXICITÉ DU MERCURE POUR LES ORGANISMES PISCIVORES

Bien que le présent chapitre ait trait à la toxicité du MeHg pour les organismes piscivores sauvages, et étant donné que le mécanisme de toxicité est semblable pour les autres mammifères, et que de nombreuses études ont été réalisées en laboratoire, on présente ici également nombre de données obtenues avec des animaux de laboratoire. Les espèces fauniques aviennes exposées à des concentrations excessives de MeHg connaissent généralement des problèmes de reproduction et de comportement, tandis que les mammifères piscivores souffrent le plus souvent de troubles neurologiques.

La toxicité d'une substance pour un organisme donné dépend du niveau d'exposition. Quand on compare l'exposition chez des oiseaux et des mammifères piscivores consommant des poissons du même lac, les évaluations des taux quotidiens de consommation, le niveau trophique du poisson consommé et le poids corporel de l'animal entrent tous en jeu de manière importante dans la détermination de l'exposition au méthylmercure, lorsque exprimées en kg de poids corporel. Selon le CCME (1998), la consommation quotidienne de nourriture de la loutre correspond à environ 10 % de son poids corporel, tandis que celle du vison correspond à 24 %. Si 100 % du régime alimentaire de la loutre est composé d'organismes aquatiques, on considère que les poissons piscivores en représentent environ 20 %, tandis que 80 % est composé de poissons appartenant à un niveau trophique inférieur. Par ailleurs, on considère que le vison mange exclusivement des poissons appartenant à un niveau trophique inférieur. De ce fait, et en raison du fort pourcentage du poids corporel consommé en poissons, les loutres se trouvent plus exposées au MeHg que le vison (US EPA, 1997b). Les mêmes raisonnements et calculs peuvent être utilisés dans le cas des oiseaux piscivores, qui, à quelques exceptions près (p. ex. les hérons), consomment des poissons des niveaux trophiques inférieurs.

L'effet protecteur du sélénium contre le méthylmercure chez les vertébrés est connu depuis de nombreuses années (Ganther *et al.*, 1972). Bien que les recherches visant à détecter le mécanisme exact se poursuivent, on a démontré que le sélénium se liait au mercure suite à la déméthylation du méthylmercure dans le foie. Les composés formés de cette manière comprennent probablement des sélénoprotéines mercurielles et du HgSe (Cavalli et Cardellicchio, 1995; Palmisano *et al.*, 1995). Parce que le sélénium restaure l'activité de certaines enzymes hépatiques, ainsi que la concentration du glutathion, qui participe aux mécanismes de défense antioxydants, il pourrait offrir une protection d'origine biologique contre la toxicité du MeHg (Hoffman et Heinz, 1998).

Le fait que le pourcentage de MeHg trouvé dans le foie des oiseaux et des mammifères est invariablement plus faible que dans les autres organes pourrait être dû au fait que de nombreuses espèces de vertébrés possèdent la capacité de détoxifier et de séquestrer le mercure provenant du méthylmercure présent dans leurs aliments. Cette capacité semble varier selon les habitudes alimentaires et est le mieux développée chez les mammifères marins piscivores et chez l'ours blanc, essentiellement carnivore (Dietz *et al.*, 1990). Une corrélation entre le sélénium et le mercure a également été signalée chez plusieurs oiseaux marins, bien que le ratio Se-Hg puisse être plus élevé que le ratio 1:1 habituel (Elliott *et al.*, 1992). La capacité et l'adaptabilité de ce système relativement à la détoxification du méthylmercure sont très peu connues. Une détoxification variable a été observée parmi des individus d'une même espèce (globicéphale noir); les femelles lactantes montraient une capacité de détoxification nettement diminuée (Caurant *et al.*, 1996).

## 8.1 Mécanisme de l'action toxique

Le méthylmercure est un neurotoxique puissant pour la plupart des vertébrés parce que ces derniers n'ont pas de barrières externes et de systèmes internes de détoxification suffisamment importants. Le système nerveux central est l'élément le plus sensible à l'exposition au MeHg. Le méthylmercure est plus toxique que les autres formes du mercure parce qu'il peut passer à travers la barrière hémato-encéphalique et les membranes cellulaires pour réagir directement avec les composants des cellules (Sloss, 1995). Tel que décrit plus haut, les effets toxiques du MeHg peuvent diminuer quand il y a une exposition concomitante au sélénium. L'effet potentiel de réduction de la toxicité du mercure qu'a le sélénium fait l'objet d'un article de synthèse publié par Cuvin-Aralar et Furness (1991).

En ce qui a trait à l'absorption du MeHg par les animaux, environ 95 % d'une dose ingérée de MeHg est absorbée dans le sang par le tube digestif, alors que le Hg inorganique est absorbé à un taux très inférieur (7 % à 15 %; Wolfe *et al.*, 1998). Le méthylmercure gagne toutes les parties du corps, traverse facilement les barrières placentaires, peut pénétrer le cerveau du fœtus et s'accumule facilement dans la fourrure des mammifères, les plumes des oiseaux ou les cheveux des humains en croissance. Chez les humains, la distribution dans les tissus peut être complétée en deux jours environ, à l'exception du cerveau, pour lequel il faut environ trois jours (Suzuki *et al.*, 1991). L'accumulation de mercure dans le cerveau est plus importante chez les mammifères que chez les poissons (Zillioux *et al.*, 1993).

Des études portant sur le mécanisme du passage du MeHg à travers la barrière hémato-encéphalique ont indiqué que le MeHg pénètre la cellule de l'endothélium capillaire après avoir formé un complexe avec un acide aminé, la cystéine. Fixé au groupe thiol de la cystéine, le MeHg pénètre la cellule sur ce gros acide aminé neutre transporteur. Étant donné la présence du complexe MeHg-cystéine dans le plasma, on croit que ce mécanisme pourrait constituer la voie d'entrée la plus commune dans toutes les cellules mammaliennes (Suzuki *et al.*, 1991). Il semblerait même que le MeHg puisse traverser les membranes cellulaires de la barrière hémato-encéphalique en formant un composé qui mime la structure des acides aminés (Clarkson, 1994). Les chercheurs ne sont pas certains de la raison pour laquelle les cellules cérébrales sont endommagées de façon sélective par le MeHg.

Des effets comportementaux, physiologiques, histopathologiques et biochimiques ont été associés au MeHg chez divers animaux (Suzuki *et al.*, 1991). Le dérèglement de la synthèse des protéines est l'un des premiers effets biochimiques (Clarkson, 1994). Les premiers symptômes de l'empoisonnement au MeHg chez les humains sont la paresthésie (engourdissement et picotement) dans les mains, les pieds et autour de la bouche (Sloss, 1995), l'ataxie (perte de coordination) et un dysfonctionnement des réflexes dans les membres (Moore et Ramamoorthy, 1984). Des effets génotoxiques (De Flora *et al.*, 1994) et des effets sur la croissance et la reproduction (WHO, 1989), ont également été signalés. Parce que le MeHg peut traverser les barrières placentaires, des effets tératogènes et embryotoxiques ont été détectés. Le tableau 8 donne la liste des signes cliniques et des symptômes présentés par les victimes de la « maladie de la baie de Minimata ».

**Tableau 8. Fréquence des signes cliniques et des symptômes de la maladie de la baie de Minimata contractée par des humains qui ont consommé des poissons et des fruits de mer contenant de 10 à 35 $\mu g \cdot g^{-1}$ de mercure sur une longue période.**

| Symptôme ou signe | Incidence (%) |
|---|---|
| Réduction du champ visuel | 100 |
| Trouble sensoriel | 100 |
| Perte de coordination | 94 |
| Trouble de la parole | 88 |
| Trouble de l'ouïe | 85 |
| Trouble de la marche | 82 |
| Tremblement | 76 |
| Troubles mentaux | 71 |
| Réflexes tendineux exagérés | 38 |
| Ptyalisme | 24 |
| Sudation excessive | 24 |
| Rigidité musculaire | 21 |
| Chorée[a] | 15 |
| Réflexes pathologiques | 12 |
| Athétose[b] | 9 |
| Contractures[c] | 9 |

Référence : Chang, 1979.
[a] Mouvements musculaires incontrôlables et irréguliers, en particulier au niveau des bras, des jambes et de la figure
[b] Incapacité de maintenir la position des doigts et des orteils.
[c] Raccourcissement anormal, souvent permanent, d'un muscle ou d'un tissu cicatriciel, qui entraîne une déformation ou une difformité, en particulier d'une articulation du corps.

### 8.2 Toxicité pour les mammifères

Les quelques études existantes portant sur la toxicité pour les espèces sauvages (le vison [*Mustela vison*] et la loutre [*Lutra canadensis*]) sont complétées par des analyses utilisant des animaux de laboratoire. La plupart des études portant sur les espèces fauniques donnent les concentrations de MeHg présentes dans la nourriture, sans mentionner les quantités ingérées par unité de poids corporel. Les estimations de la consommation de méthylmercure en fonction de la consommation alimentaire quotidienne par unité de poids corporel (pc) sont effectuées en utilisant de préférence les données sur l'ingestion d'aliments (IA) et le poids corporel, fournies dans l'étude originale. Autrement, on peut utiliser la consommation quotidienne d'un représentant de l'espèce de taille moyenne (tableau 9). Pour un vison femelle en captivité, le ratio moyen IA:pc est de 0,16 kg de nourriture·$kg^{-1}$·pc par jour (Bleavins et Aulerich, 1981). La dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) est la concentration de MeHg la plus faible mise à l'essai pour laquelle des effets nocifs ayant une importance écologique ont été observés. La dose sans effet nocif observé (DSENO) est la concentration la plus élevée mise à l'essai pour laquelle aucun effet nocif écologiquement pertinent n'a été observé. Toutes les concentrations tissulaires mesurées à la fin des expériences figurent dans l'annexe C-1.

### 8.2.1 Toxicité aiguë et chronique (annexe C-1)

Wren *et al.* (1987a) ont remarqué qu'un régime comportant 1 $mg \cdot kg^{-1}$ de MeHg tuait des visons mâles et femelles, et ce, en moins de 11 semaines. Ils ont alors administré le traitement aux deux jours pour le reste de cette étude d'une durée totale de six mois (environ 15 semaines); aucune autre mortalité ou aucun autre effet nocif ne sont survenus (C. Wren, 1999, comm. pers.). Les chercheurs croyaient que ces animaux pouvaient avoir été soumis à un stress supplémentaire en raison de la température froide, entraînant une sensibilité plus élevée qu'en d'autres circonstances. Cette conclusion est appuyée par des expériences réalisées sur deux souches de souris, qui étaient plus sensibles à la toxicité du MeHg à une température de 8 °C qu'à des températures de 22 ou de 38 °C (Nomiyama *et al.*, 1980). Cependant, le stress lié à des températures froides est caractéristique de l'environnement canadien, ce qui fait que cette étude demeure pertinente. Un plus haut taux de mortalité a été observé chez les visons femelles, probablement en raison des plus hauts taux de consommation de nourriture par unité de poids corporel chez les femelles (0,18 kg de nourriture·$kg^{-1}$·pc par jour) par rapport aux mâles (0,10 kg de nourriture·$kg^{-1}$·pc par jour) (Wren *et al.*, 1987a). Les auteurs ont mesuré des apports quotidiens totalisant respectivement 180 et 100 ug de MeHg·$kg^{-1}$·pc par jour chez les femelles et les mâles. L'exposition réduite (1 $mg \cdot kg^{-1}$ de MeHg à tous les deux jours) équivaut à un apport quotidien de 90 et de 50 ug de MeHg·$kg^{-1}$·pc par jour chez les femelles et les mâles, respectivement. Le seul effet sublétal signalé après réduction de l'exposition était que les visonneaux naissaient avec une importante charge corporelle de mercure, qui diminuait dans les cinq semaines. Cela montrait bien l'importance du transfert placentaire et ce qui semble être une absence de transfert du MeHg par le lait maternel (Wren *et al.*, 1987a,b).

Selon une étude récente, les poissons provenant des réservoirs hydroélectriques de la baie James pourraient contenir des niveaux de MeHg s'avérant toxiques pour les visons. Trois groupes de visons femelles ont été nourris quotidiennement avec un régime naturel de poissons contenant environ 0,1, 0,5 et 0,9 mg de MeHg·$kg^{-1}$ (16, 80, 144 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour). Les poissons étaient des espèces piscivores et non piscivores provenant de réservoirs du nord du Québec. L'étude avait au départ été conçue pour durer deux ans, cependant, plus de 50 % des visons dont le régime renfermait 0,9 $mg \cdot kg^{-1}$ de MeHg sont morts en montrant des signes de neurotoxicité, et ce, après 80 à 101 jours (11 à 14 semaines) de l'étude (Chamberland *et al.*, 1996). Cela représente la même durée d'exposition que dans le cas où des effets mortels ont été notés par Wren *et al.* (1987a) pour les visons ayant reçu une dose similaire, tel que mentionné plus haut. Aucun signe clinique, dommage neurologique ou effet sur la reproduction n'ont été notés pour les doses plus faibles (0,1, 0,5 mg MeHg·$kg^{-1}$; Laperle *et al.*, 1998). De l'urine brune a été observée après 59 jours chez certains visons exposés aux doses intermédiaire et élevée, mais la signification toxicologique de cette observation était inconnue. Les données relatives aux protéines totales de l'urine et aux protéines individuelles ont corroboré les résultats de Wobeser *et al.* (1976b; traitée plus bas) suivant lesquels peu de dommages rénaux, ou aucun, ne sont apparus, quelle que soit la dose utilisée (Chamberland *et al.*, 1996). Les auteurs n'ont indiqué aucun effet confusionnel provenant d'autres contaminants présents dans le régime constitué de poisson.

Dans le cadre d'une étude semblable, effectuée dans les années 1970, des visons femelles étaient nourris de rations composées d'un mélange de nourriture de visons d'élevage et de poissons (malachigan du lac Winnipeg), renfermant des concentrations de MeHg <0,1 $mg \cdot kg^{-1}$ (témoin), 0,25 $mg \cdot kg^{-1}$ et 0,34 $mg \cdot kg^{-1}$ (<16, 40, 54 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour). Après 145 jours (21 semaines), du MeHg avait été accumulé dans le foie et les reins, mais aucun signe clinique de la toxicité du MeHg et aucune lésion histopathologique n'ont été observés chez les visons

(Wobeser, 1976a).

Wobeser *et al.* (1976b) ont observé que des visons femelles nourris d'aliments contenant 1,1 mg·kg$^{-1}$ (176 µg·kg$^{-1}$ pc par jour) de MeHg ont survécu, bien que des anomalies histopathologiques, dont un foie pâle et jaune, des lésions du système nerveux central et une dégénérescence axonale, aient été évidentes. De plus, deux visons sur cinq affichaient une mobilité réduite vers la fin de l'étude d'une durée de trois mois (12 semaines). Les chercheurs croient que davantage d'effets seraient survenus si la période d'exposition avait été plus longue. Ils ont observé des cas d'anorexie, d'ataxie et de mortalité à la dose plus élevée de 1,8 mg MeHg·kg$^{-1}$ (288 µg·kg$^{-1}$ pc par jour).

Les visons femelles et mâles nourris d'aliments à forte concentration de MeHg, soit 5 mg·kg$^{-1}$, ont survécu en moyenne un mois (Aulerich *et al.*, 1974). Selon les données relatives au poids corporel et à la consommation de nourriture fournies dans le document original, cette dose alimentaire correspond respectivement à 700 et 500 µg MeHg·kg$^{-1}$ pc par jour pour les visons femelles et mâles. Les visons présentaient des symptômes typiques d'empoisonnement aigu au MeHg, soit l'ataxie, l'anorexie et la paralysie des membres avant la mort. Un régime contenant 10 mg·kg$^{-1}$ de Hg inorganique (chlorure mercurique), administré durant cinq mois, n'a eu aucun effet. Étant donné que ces dernières concentrations ont été les seules administrées pour les deux formes de mercure, la $CL_{50}$ et la DMENO n'ont pas été déterminées.

La seule étude portant sur la toxicité aiguë chez les loutres, bien que quelque peu limitée dans son étendue, a laissé entendre que les loutres étaient aussi sensibles que les visons à l'empoisonnement au MeHg en laboratoire. Un régime non décrit contenant 2 mg·kg$^{-1}$ (90 µg·kg$^{-1}$ pc par jour[18]), administré durant 159 à 213 jours (5,3 à 7,1 mois), s'est avéré mortel pour deux des trois loutres. De plus, à cette dose, l'anorexie est survenue chez une et l'ataxie chez deux de ces loutres (O'Connor et Nielsen, 1981). La loutre ayant survécu présentait ces deux symptômes avant son euthanasie à la fin de l'étude. Un régime renfermant 4 mg·kg$^{-1}$ de MeHg (170 µg·kg$^{-1}$ pc par jour) a entraîné des symptômes d'anorexie et d'ataxie chez les trois loutres après 101 à 123 jours, après quoi elles ont été euthanasiées. Un régime contenant 8 mg·kg$^{-1}$ de MeHg (370 µg·kg$^{-1}$ pc par jour) s'est avéré mortel pour l'une des trois loutres après 59 jours, des symptômes de toxicité ayant apparu chez les trois loutres avant leur euthanasie. Comme la dose minimale était élevée dans cette étude, une DMENO et une DSENO (dose sans effet nocif observé) chroniques n'ont pas pu être déterminées. À l'état sauvage, cependant, les loutres peuvent être plus susceptibles à l'empoisonnement au MeHg que les visons, étant donné qu'environ 20 % du régime de la loutre peut être constitué de poissons appartenant à un niveau trophique élevé, et donc renfermer des concentrations de MeHg plus élevées (US EPA, 1997a; tableau 9).

Aucune étude n'a été trouvée relativement aux effets sublétaux sur les loutres, bien qu'au moins une étude ait documenté des concentrations sublétales de mercure chez des loutres en captivité en se fondsant sur les études de laboratoire sur le vison et la loutre décrites plus haut (Halbrook *et al.*, 1994).

### ANIMAUX DE LABORATOIRE

Un régime alimentaire contenant 0,25 mg·kg$^{-1}$ de MeHg administré 5 jours par semaine pendant 90 jours s'est avéré hautement toxique pour les chats domestiques (*Felis catus*). Les chats ont

[18] Les taux d'apport quotidiens ont été calculés par les auteurs originaux à partir de mesures des poids corporels et de données sur la consommation de nourriture.

d'abord souffert de convulsions à la 68e journée, le temps moyen de survie ayant été de 78 jours (Eaton *et al.*, 1980). Le méthylmercure était moins toxique pour les chats lorsqu'il se trouvait dans du thon contaminé : 0,50 $mg \cdot kg^{-1}$ administré durant 11 mois ont causé des changements biochimiques (Chang *et al.*, 1974), et 0,55 $mg \cdot kg^{-1}$ plus 0,29 $mg \cdot kg^{-1}$ de Se administrés pendant 188 jours ont entraîné des changements de comportement (Houpt *et al.*, 1988). Ces deux dernières études n'ont indiqué que la concentration de MeHg présente dans la nourriture, sans mentionner l'apport en fonction du poids corporel.

Des chats domestiques nourris quotidiennement d'aliments renfermant différentes doses de MeHg pendant jusqu'à 2 ans ont souffert de troubles neurologiques et d'une affection mineure du SNC aux doses les plus élevées. Le régime était un mélange de grands brochets contaminés et non contaminés (Charbonneau *et al.*, 1976), et les doses étaient de 0,05 (témoin), 0,14, 0,33, 0,76, 1,2 et 2,9 mg de $HgT \cdot kg^{-1}$ (3, 8,4, 19,8, 45,6, 73,8 et 176 µg de $HgT \cdot kg^{-1}$ pc par jour). Un contrôle périodique du régime a indiqué que le MeHg représentait 95 % du HgT. Des signes cliniques de la toxicité du MeHg (ataxie, perte d'équilibre et manque de coordination motrice) sont survenus chez les groupes ayant reçu 176 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour après 14 semaines de traitement, et chez les groupes ayant reçu 74 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour après 40 semaines de traitement. Des déficits neurologiques subtils (des « réactions de saut » déficientes et de l'hypoalgésie[19]) sont apparus après 60 semaines de traitement, mais ne se sont pas intensifiés chez les groupes ayant reçu 46 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour (0,76 $mg \cdot kg^{-1}$). Après deux ans, il n'y avait aucun signe clinique apparent de toxicité pour les deux doses les moins élevées et la dose témoin (Charbonneau *et al.*, 1976). Ces résultats laissent penser que 20 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour serait la DSENO approximative et que 46 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour serait la DMENO pour l'exposition alimentaire chronique au méthylmercure chez les chats domestiques.

Des macaques de Buffon (*Macaca fascicularis*) ont présenté une insensibilité au toucher et une perte de la réponse tactile (Rice, 1989) après administration de MeHg. Cinq singes ont reçu 50 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour, de la naissance à leur septième année. Des examens cliniques et neurologiques ont été effectués durant cette période et pendant six ans par la suite. À titre d'indication des effets différés du MeHg, des examens neurologiques objectifs réalisés à la fin de la période d'observation ont révélé que les singes traités prenaient plus de temps pour prendre des raisins et étaient plus maladroits et plus lents à réagir dans des cages d'exercice que les singes témoins (Rice, 1989). Des doses atteignant 50 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour, données dans du jus de pomme durant 150 jours, n'ont entraîné aucun symptôme clinique et aucune différence significative dans l'activité cholinestérasique (Petruccioli et Turillazzi, 1991).

On a administré à des groupes de rats Wistar (50 rats de chaque sexe par dose) des doses quotidiennes nominales de 2, 10, 25, 50 et 250 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc de MeHg pendant 26 mois (Munro *et al.*, 1980). Les rats femelles ayant reçu 25 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour montraient des gains de poids réduits et ne présentaient que des signes cliniques mineurs de neurotoxicité, cependant, les rats mâles ayant reçu cette dose présentaient des signes cliniques évidents de neurotoxicité, des taux d'hémoglobine, des hématocrites et des gains de poids réduits, et une mortalité accrue. L'examen histopathologique des rats des deux sexes ayant reçu 25 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour a révélé une démyélinisation[20] des racines nerveuses dorsales et des nerfs périphériques. Les mâles souffraient de lésions rénales graves, tandis que les reins des femelles étaient peu atteints. Dans cette étude, on a établi la DSENO à 5 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour et la DMENO, à 25 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour.

[19] Sensibilité à la douleur diminuée.
[20] Destruction ou disparition de la gaine de myéline d'une fibre nerveuse, par suite d'une maladie par exemple.

Une étude alimentaire de deux ans portant sur le chlorure de MeHg a été réalisée sur des souris B6C3F1 (60 souris de chaque sexe par groupe), avec des doses de 0, 0,4, 2 et 10 $mg \cdot kg^{-1}$ (0, 40, 170 et 830 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour), afin de déterminer la toxicité chronique et les effets cancérogènes possibles (Mitsumori *et al.*, 1990). Les souris ont été cliniquement examinées durant l'étude et des signes de neurotoxicité caractérisés par une paralysie des membres postérieurs ont été observés chez 33 mâles après 59 semaines et chez trois femelles après 80 semaines dans le groupe ayant reçu 830 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour. Chez les mâles de ce même groupe, on a aussi observé une hausse marquée de la mortalité et une baisse significative du gain de poids, à partir de la fin de la 60e semaine. Un examen post-mortem a révélé une encéphalopathie[21] toxique consistant en une nécrose neuronale du cerveau et une neuropathie[22] sensorielle périphérique toxique chez les deux sexes du groupe exposé à la plus forte dose. Une fréquence accrue de la néphropathie[23] chronique a été observée chez les mâles ayant reçu 170 et 830 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour. Sur la base de cette étude, une DSENO de 40 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour et une DMENO de 170 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour ont été déterminées.

Mitsumori *et al.* (1983, 1984) ont administré des aliments contenant 0, 0,4, 2 ou 10 $mg \cdot kg^{-1}$ de chlorure méthylmercurique (0, 0,011, 0,05 et 0,28 $mg \cdot kg^{-1}$ pc par jour pour les mâles; 0, 0,014, 0,064 et 0,34 $mg \cdot kg^{-1}$ pc par jour pour les femelles) à 56 rats Sprague-Dawley de chaque sexe dans chaque groupe, pour jusqu'à 130 semaines. À la 104e semaine, le taux de survie des mâles était respectivement d'environ 55 %, 45 %, 75 % et 10 % pour les doses témoin, faible, moyenne et élevée, et celui des femelles, de 70 %, 75 %, 75 % et 30 %. Tous les mâles ayant reçu la dose élevée étaient morts avant la 119e semaine. Le gain de poids corporel a été significativement diminué chez les mâles et les femelles ayant reçu la dose élevée, et ce, après 44 semaines (environ 10 % à 20 %).

On a administré à des groupes de 25 rats femelles et de 25 rats mâles du chlorure méthylmercurique à des concentrations alimentaires de 0, 0,1, 0,5 et 2,5 $mg \cdot kg^{-1}$ (0, 0,004, 0,02 et 0,1 $mg \cdot kg^{-1}$ pc par jour) pendant deux ans. Aucun effet significatif n'a été remarqué relativement à la croissance ou à l'ingestion alimentaire, à l'exception d'une diminution de 6 % du gain de poids corporel, à la 60e semaine chez les femelles ayant reçu la plus forte dose. Le taux de survie des mâles était respectivement de 72 %, 68 %, 48 % et 48 % pour les doses témoin, faible, moyenne et élevée, et celui des femelles, de 76 %, 60 %, 64 % et 56 % (signification statistique non indiquée). Des augmentations des poids relatifs des reins ont été observées tant chez les mâles que chez les femelles ayant reçu la dose la plus élevée (Verschuuren *et al.*, 1976).

L'exposition chronique au MeHg à des concentrations trop faibles pour faire apparaître des signes cliniques de toxicité peut tout de même affecter le système immunitaire des animaux. La bioaccumulation à long terme du MeHg peut rendre les animaux plus susceptibles de souffrir de maladies auxquelles ils auraient normalement résisté (Wolfe *et al.*, 1998).

### 8.2.2 Toxicité pour la reproduction et le développement (annexe C-2)

Les effets du MeHg sur la reproduction chez les mammifères comprennent des effets sur le développement, qui entraînent des troubles comportementaux chez la descendance, une

[21] L'une ou l'autre des nombreuses maladies du cerveau.
[22] Maladie ou anomalie du système nerveux.
[23] Une maladie ou une anomalie des reins (peut être décrit comme étant des dommages rénaux).

déficience de la fécondité et une mortalité intra-utérine. La capacité de nager, l'apprentissage opérant, l'évitement, l'apprentissage en labyrinthe et le développement des réflexes peuvent être touchés à des faibles doses. Les effets suivants se produisent, dans l'ordre, quand on augmente la dose : changements dans l'activité spontanée, dans les fonctions visuelles et dans la vocalisation, et convulsions (Chang et Annau, 1984; Shimai et Satoh, 1985; Eccles et Annau, 1987). Ces effets se produisent parce que le MeHg cible sélectivement le cerveau du fœtus . Les femelles lactantes peuvent également transmettre du MeHg à leurs petits dans le lait, quoique ce processus ait été considéré précédemment comme peu important chez le vison (Wren, 1987). Les globules rouges du fœtus peuvent contenir 30 % plus de MeHg que les globules rouges de la mère (dans Wolfe *et al.*, 1998).

Gunderson *et al.* (1986) ont administré des doses quotidiennes de MeHg de 50 à 70 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc à onze macaques de Buffon tout au long de la grossesse, ce qui a entraîné des concentrations sanguines de 1080 à 1330 $\mu g \cdot l^{-1}$ chez les mères et de 1410 à 1840 $\mu g \cdot l^{-1}$ chez la descendance. Lorsque les nourrissons ont été examinés 35 jours après leur naissance, ils présentaient des déficits de reconnaissance visuelle significatifs, comparativement à la descendance des macaques témoins.

Dans le cadre d'une autre étude, des groupes de sept ou de huit macaques de Buffon femelles ont reçu 0, 50 ou 90 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour de MeHg durant quatre cycles menstruels (Burbacher *et al.*, 1984). Elles ont été accouplées avec des mâles non traités et des observations cliniques ont été réalisées durant quatre mois supplémentaires. Deux des sept femelles traitées à 90 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour ont avorté et trois n'ont pas été enceintes au cours de la période d'accouplement de quatre mois; les deux autres femelles ont accouché de bébés en vie. Deux des sept femelles ayant reçu 50 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour ont avorté; les autres femelles ont accouché de bébés vivants. Les huit femelles du groupe témoin sont tombées enceintes, et six ont accouché de bébés vivants. Ces résultats de reproduction n'étaient pas statistiquement significatifs. L'échec de la reproduction au sein des groupes traités était fonction des concentrations sanguines de Hg. Les mères n'ont pas présenté de signes cliniques d'empoisonnement au MeHg durant la période de reproduction ou de gestation, mais après avoir reçu 90 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour pendant un an, quatre des sept femelles ont présenté des troubles neurologiques.

Bornhausen *et al.* (1980) ont signalé une baisse de performance dans le comportement opérant chez des rats Wistar de quatre mois dont les mères avaient reçu de 5 à 50 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour de MeHg, du jour 6 au jour 9 de la gestation. Un effet statistiquement significatif ($P<0,05$) a été observé chez les petits dont les mères avaient reçu 10 ou 50 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour durant la gestation. Une DMENO de 10 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc, consommée par des femelles gestantes et dont l'effet mesuré est un trouble du comportement opérant chez les ratons a été proposée.

### 8.2.3 Effets cancérogènes et mutagènes (annexe C-3)

Très peu d'études laissent entendre que le MeHg serait cancérogène. En raison des données inadéquates pour les humains et des preuves limitées de la cancérogénicité pour les animaux, l'US EPA a classé le MeHg comme étant un cancérogène *possible* pour les humains (US EPA, 1995b). Des souris mâles exposées à du chlorure méthylmercurique dans leur alimentation présentaient une fréquence accrue d'adénomes[24] rénaux, d'adénocarcinomes[25] et de

[24] Tumeur épithéliale bénigne ayant une origine et une structure glandulaires.
[25] Tumeur maligne originant du tissu glandulaire.

carcinomes. Plusieurs essais biologiques de cancer négatifs ont également été rapportés. Bien que les données des tests de génotoxicité laissent penser que le MeHg est capable d'entraîner des altérations chromosomiques et nucléaires, il existe également un bon nombre de données montrant une absence de génotoxicité (De Flora *et al.*, 1994).

Les résultats sont contradictoires quant à la cancérogénicité du MeHg pour les rongeurs. L'interprétation de deux des études positives portant sur les souris a été compliquée du fait que les tumeurs ont été observées seulement à des doses dépassant la dose maximale tolérée (DMT)[26]. Une quatrième étude alimentaire portant sur les souris et quatre études alimentaires différentes portant sur les rats n'ont pu établir que le MeHg est cancérogène.

Du chlorure méthylmercurique a été administré à des souris ICR dans leur alimentation, à des concentrations de 0, 0,4, 2 ou 10 $mg \cdot kg^{-1}$ (0, 0,0375, 0,188 et 0,906 $mg \cdot kg^{-1}$ pc par jour pour les mâles et 0, 0,0318, 0,144 et 0,785 $mg \cdot kg^{-1}$ pc par jour pour les femelles). Soixante souris de chaque sexe ont reçu chacune des doses précitées pendant 104 semaines (Hirano *et al.*, 1986). Six souris par sexe dans chaque groupe ont été sacrifiées aux semaines 26, 52, 78 et 104. Des examens histopathologiques complets ont été effectués sur tous les animaux trouvés morts ou tués *in extremis* ou intentionnellement. La mortalité, les poids corporels moyens dans les divers groupes et la consommation de nourriture étaient comparables aux témoins. La première tumeur rénale a été observée à la semaine 58 chez un mâle ayant reçu la dose élevée (0,906 $mg \cdot kg^{-1}$ pc), et la fréquence des tumeurs rénales épithéliales (adénomes ou adénocarcinomes) a été significativement accrue chez les mâles ayant reçu la dose élevée (respectivement 1/32, 0/25, 0/29 et 13/26 pour les témoins et les doses faible, moyenne et élevée). On a trouvé que l'hyperplasie focale de l'épithélium tubulaire était accrue chez les mâles recevant la forte dose (13/59; autres incidences non indiquées). Une dégénérescence épithéliale des tubes contournés proximaux rénaux et une dégénérescence ou fibrose du nerf sciatique ont été observées chez les femelles ayant reçu la dose élevée.

Mitsumori *et al.* (1981) ont administré dans l'alimentation 0, 15 ou 30 $mg \cdot kg^{-1}$ de chlorure méthylmercurique à 60 souris ICR de chaque sexe dans chaque groupe (0, 1,6 et 3,1 $mg \cdot kg^{-1}$ pc par jour) pendant 78 semaines. Jusqu'à 6 souris de chaque sexe dans chaque groupe ont été sacrifiées aux semaines 26 et 52. La survie était diminuée en fonction de la dose; à la semaine 78, le taux de survie était respectivement de 40 %, 10 % et 0 % pour les témoins et les doses faible et élevée chez les mâles, et respectivement de 55 %, 30 % et 0 % pour les témoins et les doses faible et élevée chez les femelles (aucune analyse statistique effectuée). La majorité des souris ayant reçu la dose élevée (85 % des mâles et 98 % des femelles) sont mortes avant la semaine 26 de l'étude. L'examen des reins des souris mortes ou sacrifiées après 53 semaines a démontré une augmentation significative des tumeurs rénales chez les mâles ayant reçu la faible dose (13/16 contre 1/37 chez les souris témoins). Des tumeurs rénales ont été observées chez les mâles, mais pas chez les femelles. Des indices de neurotoxicité et de pathologie rénale ont été observés chez les souris traitées avec les deux doses.

Mitsumori *et al.* (1983, 1984) ont administré des régimes alimentaires contenant 0, 0,4, 2 et 10 $mg \cdot kg^{-1}$ de chlorure méthylmercurique (0, 0,011, 0,05 et 0,28 $mg \cdot kg^{-1}$ pc par jour pour les mâles; 0, 0,014, 0,064 et 0,34 $mg \cdot kg^{-1}$ pc par jour pour les femelles) à 56 rats Sprague-Dawley de chaque sexe dans chaque groupe durant jusqu'à 130 semaines. Aucune augmentation de l'incidence de tumeurs n'a été observée ni chez les mâles ni chez les femelles. Les mâles ayant

[26] Dose qu'une espèce animale peut tolérer pendant une grande partie de sa vie, sans souffrir de troubles ou d'effets toxiques importants autres que le cancer (site Web de l'US EPA : www.epa.gov).

reçu la dose intermédiaire (0,05 $mg \cdot kg^{-1}$ pc par jour) ont présenté une augmentation significative de la dégénérescence de l'épithélium du tube proximal et de l'hyperplasie de la parathyroïde.

Aucune augmentation de l'incidence des tumeurs et aucune diminution de la latence des tumeurs n'ont été observées dans une autre étude portant sur des rats d'une espèce non précisée (Verschuuren *et al.*, 1976); on a administré du chlorure méthylmercurique à des groupes de 25 femelles et de 25 mâles, à des concentrations alimentaires de 0, 0,1, 0,5 et 2,5 $mg \cdot kg^{-1}$ (0, 0,004, 0,02 et 0,1 $mg \cdot kg^{-1}$ pc par jour) pendant deux ans. Aucun effet n'a été remarqué sur la nature ou l'incidence des lésions pathologiques, et les tumeurs avaient une incidence et une latence comparables dans l'ensemble des groupes.

Aucune augmentation de l'incidence des tumeurs n'a été remarquée dans le cadre d'une étude étalée sur plusieurs générations utilisant des rats Sprague-Dawley (Newberne *et al.*, 1972). Des groupes de rats (30 de chaque sexe) ont été nourris d'aliments semi-synthétiques, supplémentés avec de la caséine ou un concentré de protéines de poisson, renfermant 0,2 $mg \cdot kg^{-1}$ de MeHg (0,008 $mg \cdot kg^{-1}$ pc par jour). Le groupe témoin a reçu des aliments pour rats non traités. Les rats ayant reçu les diètes contenant du MeHg durant l'étude de deux ans présentaient un poids corporel et des caractéristiques hématologiques comparables à ceux des rats témoins. Des analyses histopathologiques détaillées n'ont révélé aucune lésion du cerveau, du foie ou des reins attribuables à l'exposition au MeHg. Aucune donnée sur la mortalité n'a été présentée.

Selon l'OMS (WHO, 1990), le MeHg n'est pas un mutagène puissant, mais il semble être capable de causer des dommages chromosomiques et des perturbations nucléaires dans certaines circonstances. Pour les besoins du présent rapport, le MeHg sera considéré comme non mutagène aux concentrations mesurées dans l'environnement au Canada, mais quelques études de laboratoire seront décrites.

Le MeHg a entraîné des anomalies chromosomiques et de l'aneuploïdie[27] dans des lymphocytes périphériques humains (Betti *et al.*, 1992), un échange de chromatides soeurs dans des lymphocytes humains (Morimoto *et al.*, 1982), et des dommages à l'ADN de cellules nerveuses et pulmonaires humaines, ainsi que de cellules V-79 de hamsters chinois et de cellules glioblastomateuses de rats (Costa *et al.*, 1991).

Des cellules de la moelle osseuse de chats traités avec du MeHg, dans le cadre d'une étude réalisée par Charbonneau *et al.* (1976), ont été examinées par Miller *et al.* (1979) afin de découvrir des effets mutagènes. Le traitement au MeHg a causé une augmentation du nombre d'anomalies nucléaires et une inhibition de la capacité de réparation de l'ADN. Le méthylmercure a eu un faible effet mutagène dans des cellules V-79 de hamsters chinois (Fiskesjo, 1979). Le méthylmercure a également altéré des histones et influé sur des facteurs régissant l'organisation des nucléoles (WHO, 1990). De plus, on a signalé que le MeHg nuisait à l'expression génique dans des cultures de cellules gliomateuses (WHO, 1990).

Des études dans lesquelles le MeHg s'est avéré non mutagène ont également été publiées. On a observé que l'acétate de méthylmercure n'a pas eu d'effet mutagène dans le cadre d'un test du micronoyau chez la souris (Heddle et Bruce, 1977). Matsumoto et Spindle (1982) n'ont signalé aucune augmentation significative de l'échange de chromatides soeurs chez des embryons de souris en développement. Ils ont toutefois observé que ces derniers étaient très sensibles au traitement *in vitro* au MeHg.

### 8.3 Toxicité pour les oiseaux

[27] Présence d'un nombre de chromosomes qui n'est pas un multiple du nombre haploïde de l'espèce.

Chez les oiseaux comme chez les mammifères, le MeHg pénètre facilement la barrière hémato-encéphalique et peut entraîner des lésions cérébrales, une dégénérescence de la moelle épinière et des dysfonctions du SNC. C'est un neurotoxique puissant et aussi une substance toxique pour les embryons. Également de la même façon que chez les mammifères, l'absorption intestinale du MeHg chez les oiseaux est de près de 100 %, tandis que celle du mercure inorganique est très faible (Scheuhammer, 1987). Les inquiétudes pour les oiseaux sauvages ont surtout trait à la reproduction et au comportement; les quadrupèdes mammaliens souffrent le plus souvent d'ataxie, d'anorexie et de paralysie des membres postérieurs.

Dans la plupart des études portant sur les espèces sauvages où des concentrations de MeHg sont administrées dans la nourriture, les quantités absorbées par unité de poids corporel ne sont pas indiquées. Les estimations de la consommation de méthylmercure en fonction du poids corporel (pc) par jour sont de préférence effectuées en utilisant les données sur l'ingestion d'aliments (IA) et le poids corporel fournies dans l'étude originale. Autrement, la consommation quotidienne moyenne d'un représentant de taille moyenne de l'espèce peut être utilisée (tableau 9). La dose minimale entraînant un effet nocif observable (DMENO) est la concentration de MeHg la plus faible mise à l'essai pour laquelle des effets nocifs ayant une importance sur le plan écologique ont été observés. La dose sans effet nocif observé (DSENO) est la concentration la plus élevée mise à l'essai pour laquelle aucun effet nocif important sur le plan écologique n'a été observé. Toute concentration tissulaire mesurée à la fin des expériences est indiquée à l'annexe C-4.

### 8.3.1 Toxicité aiguë et chronique

Chez les oiseaux, l'empoisonnement au MeHg peut entraîner une perte d'appétit causant une perte de poids, une faiblesse progressive dans les ailes et les pattes, et une difficulté à voler, à marcher ou à se tenir debout (Scheuhammer, 1987; Wolfe *et al.*, 1998). Des maladies et des lésions des reins sont liées à une alimentation à forte teneur en mercure (Nicholson et Osborn, 1984; Snelgrove-Hobson *et al.*, 1988; Rao *et al.*, 1989). Les résidus présents dans le cerveau constituent le diagnostic le plus fréquent relativement à l'empoisonnement aigu au mercure chez les oiseaux (Wolfe *et al.*, 1998), tandis que les concentrations dans le sang ont été liées aux effets chroniques (Evers *et al.*, 1998). Les concentrations totales de mercure dans les tissus hépatiques et rénaux des oiseaux piscivores ne constituent pas des critères suffisants pour rendre des jugements pertinents quant à la toxicité possible du mercure, étant donné que le MeHg n'en constitue qu'une faible proportion, et que le Hg inorganique peut être excrété par ces tissus (Scheuhammer *et al.*, 1998).

Une étude récente a indiqué des effets opposés du sélénium sur la toxicité du MeHg chez les adultes et les jeunes du Canard colvert. La sélénométhionine protégeait les mâles adultes contre l'empoisonnement au MeHg, mais elle empirait les effets du MeHg sur l'éclosion, la survie et la croissance de la descendance, et elle produisait d'autres effets tératogènes (Heinz et Hoffman, 1998). À l'exception d'un spécimen faisant partie du groupe témoin mort de cause inconnue, aucun adulte ayant reçu des aliments contenant 10 $mg \cdot kg^{-1}$ de MeHg et 10 $mg \cdot kg^{-1}$ de sélénométhionine n'a présenté de signe évident de toxicité. On a découvert que la protection physiologique que fournit le Se contre l'empoisonnement au MeHg était attribuable à la restauration de l'activité de la GSH-peroxidase dans le plasma et le foie, à la restauration partielle de l'activité de la G-6-PDH dans le foie et le cerveau, et à une baisse de la concentration du glutathion oxydé (GSSG) hépatique (Hoffman et Heinz, 1998).

Des Canards colverts nourris d'aliments contenant 10 $mg \cdot kg^{-1}$ de chlorure de MeHg ont présenté des signes évidents de toxicité, à partir d'environ la septième semaine. Les pattes des mâles étaient faibles, et avant la 73e journée, l'un des 12 mâles est mort et huit autres pouvaient à peine marcher (Heinz et Hoffman, 1998). Les chercheurs ont émis l'hypothèse que les femelles adultes n'ont pas souffert d'un empoisonnement au MeHg au cours de l'étude parce qu'elles excrétaient le MeHg durant la ponte des œufs, réduisant ainsi leur charge corporelle de mercure (Heinz et Hoffman, 1998).

### 8.3.2 Toxicité pour la reproduction et le développement

Le système reproducteur des oiseaux est très sensible au MeHg. Le taux global de la reproduction chez les oiseaux peut diminuer de 35 % à 50 % par suite d'expositions alimentaires au MeHg qui seraient insuffisantes pour entraîner des signes évidents d'intoxication chez les adultes (Wolfe *et al.*, 1998).

Dans le cadre d'une étude de terrain de trois ans portant sur les effets sur les plongeons (*Gavia immer*), réalisée dans le district contaminé d'English-Wabigoon, dans le nord-ouest de l'Ontario, Barr (1986) a observé des différences dans le comportement et les taux de reproduction entre les lacs contaminés et non contaminés. Dans le lac Ball, où la concentration moyenne de mercure dans les perches (longueur moyenne de 16,1 cm) était de 0,36 $mg \cdot kg^{-1}$, aucune couvée n'a été entreprise, même si des plongeons étaient présents sur des territoires. Pour un oiseau adulte de 4 kg consommant 800 g de poisson par jour, cette concentration représente une absorption de 72 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour (US EPA, 1997b). Dans d'autres secteurs de la région contaminée, Barr (1986) a laissé entendre que les concentrations de mercure dans les œufs des plongeons pourraient avoir été suffisamment élevées pour réduire le taux d'éclosion, étant donné qu'elles dépassaient celles entraînant une mortalité chez les embryons d'autres espèces. Des réductions de la ponte et de la fidélité au site de nidification et au territoire ont été observées à des concentrations moyennes de mercure comprises entre 0,3 et 0,4 $mg \cdot kg^{-1}$ (60 à 80 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour) dans les perches et les écrevisses et entre 2 et 3 $mg \cdot kg^{-1}$ dans les cerveaux des plongeons adultes et dans leurs œufs. Les plongeons ont établi peu de territoires, pondu un seul œuf par couple et n'ont élevé aucun petit dans les eaux où la contamination moyenne des petites espèces proies dépassait 0,4 $mg \cdot kg^{-1}$ (Barr, 1986).

Certains plongeons mâles du lac Ball, contaminé par le mercure, se sont émaciés, ce qui constitue un symptôme de fort empoisonnement (Borg *et al.*, 1970). Parce que les mâles consomment davantage que les femelles et qu'ils mangent des poissons plus gros, et qu'ils n'excrétent pas les contaminants par la ponte, les plongeons mâles ont été considérés comme plus susceptibles d'intoxication par le MeHg. Barr (1986) a conclu que plus la contamination au mercure augmente, plus les plongeons adultes risquent de ne pas produire d'œufs, et que les espèces proies contaminées entraînent chez eux des anomalies de comportement qui diminuent leur taux de reproduction. Dans les lacs ou il n'y a pas eu d'effets nocifs sur le comportement et la reproduction des plongeons, les perches renfermaient une concentration moyenne de mercure comprise entre 0,08 et 0,17 $mg \cdot kg^{-1}$ (Barr, 1986). La DSENO calculée pour une concentration alimentaire de 0,17 $mg \cdot kg^{-1}$ est de 34 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par $jour^{-1}$, pour une consommation quotidienne de 800 g de nourriture chez un plongeon de 4 kg (CCME, 1998; US EPA, 1997b).

On a remarqué que le nombre de plongeons adultes retournant à leurs territoires de reproduction du Wisconsin n'était pas tributaire des différences dans l'exposition au mercure. Des taux de retour annuels de 85 % à 90 % ont été enregistrés pendant trois ans, ce qui

indique un haut taux de survie des adultes, en dépit de concentrations sanguines de mercure atteignant jusqu'à 4,2 $\mu g \cdot ml^{-1}$, et des concentrations dans les plumes atteignant jusqu'à 21 $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) (Evers *et al.*, 1998). Moins de bébés ont éclos ou survécu jusqu'à huit semaines, dans les lacs où des concentrations élevées de mercure ont été mesurées dans le sang des bébés (>0,3 $\mu g \cdot ml^{-1}$). Alors que les mesures ont été calculées en tant que HgT, on considère que du MeHg a été ingéré, étant donné que la diète de ces huards était composée de poissons (les concentrations de mercure présentes dans les poissons n'ont pas été répertoriées).

Les Grands Hérons (*Ardea herodias*) et les Cormorans à aigrettes semblent être plus résistants au MeHg que les plongeons. Les taux de reproduction des hérons et des cormorans à un site contaminé de la Californie étaient comparables à ceux observés à des sites non contaminés (Wolfe et Norman, 1998). Les colonies de nidification se trouvaient au lac Clair, sur les rives duquel se déroulaient dans le passé des activités d'exploitation d'une mine de cinabre à ciel ouvert et de traitement du minerai. Des déchets de mercure continuent d'être lessivés dans le lac. La concentration moyenne de mercure dans la nourriture (ménés) recueillie dans et autour des nids et dans le tube digestif des jeunes hérons était de 0,56 $mg \cdot kg^{-1}$ (fourchette de 0,31 à 0,87 $mg \cdot kg^{-1}$), et la concentration moyenne de mercure dans les tissus cérébraux des jeunes hérons était de 0,35 $mg \cdot kg^{-1}$. Les tissus cérébraux des jeunes cormorans renfermaient des concentrations de 0,63 $mg \cdot kg^{-1}$ (0,54 à 0,72 $mg \cdot kg^{-1}$). L'apport alimentaire des héronneaux au nid a été établi à 73 à 210 $\mu g$ MeHg $\cdot kg^{-1}$ pc par jour (pour un taux de consommation de 0,245 $kg \cdot d^{-1}$ pour un oisillon pesant 1,0 kg), les adultes présentant un taux moyen de 122 $\mu g$ de MeHg $\cdot kg^{-1}$ pc par jour (CCME, 1998). Le nombre d'œufs produits et les taux de croissance des héronneaux n'étaient pas différents de ceux des colonies se trouvant dans des sites non contaminés dans l'État de Washington et au Canada (Wolfe et Norman, 1998).

Des expériences alimentaires portant sur les Canards noirs (*Anas rubripes*) ont eu divers effets sur la reproduction et le développement. Les couples reproducteurs ont été nourris d'aliments au choix contenant 3 $mg \cdot kg^{-1}$ de MeHg pendant deux saisons de reproduction. La taille de la ponte, la production d'œufs, le nombre d'œufs incubés, l'éclosabilité et la survie des canetons étaient inférieurs durant les deux années chez les femelles ayant reçu du MeHg. Les embryons entiers n'ayant pas réussi à éclore contenaient des moyennes de 9,6 et 6,1 $mg \cdot kg^{-1}$ de mercure dans la première et la deuxième année, respectivement. Les cerveaux des canetons morts affichaient des lésions et contenaient 3 à 7 $mg \cdot kg^{-1}$ de mercure (Finley et Stendell, 1978). À la deuxième année de l'étude, certains adultes présentaient certains troubles de comportement caractéristiques de l'empoisonnement au MeHg, mais demeuraient par ailleurs en santé. Les quantités de MeHg absorbées quotidiennement ou sur toute la durée de l'expérience n'ont pas été indiquées.

Des expériences comparant la reproduction et le comportement des Canards colverts nourris d'aliments contaminés par le méthylmercure durant deux saisons de reproduction ont révélé que les effets étaient moins sévères au cours de la deuxième saison qu'au cours de la première. Tout au long de leur première saison de reproduction, les canes adultes ont été nourries d'aliments contenant des concentrations nominales de 0 (témoin), 0,5 ou 3,0 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) de MeHg; les concentrations mesurées étaient de moins de 0,05, de 0,55 et de 3,4 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec)[28], respectivement. La production d'œufs a cessé après 43, 31

[28] Pour la première saison de reproduction, Heinz (1974) a mesuré pour 0,5 $mg \cdot kg^{-1}$ des concentrations (poids sec) de 0,49, 0,53 et 0,64 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec), la moyenne de ces trois valeurs est de 0,55 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec). Les concentrations mesurées pour 3,0 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) étaient de 3,32, 3,32 et 3,55 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec); la moyenne de ces trois valeurs est de 3,4 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec)

et 21 semaines d'exposition à 0, 0,5 et 3,0 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) respectivement. Dans les 21 premières semaines d'exposition, le seul effet observé à 0,5 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec), était que les œufs des canes traitées étaient plus petits que ceux des canes témoins (Heinz, 1974). Les canes ayant reçu la plus forte dose alimentaire (3,0 $mg \cdot kg^{-1}$ [poids sec]) ont pondu moins d'œufs, ont obtenu un taux d'éclosion réduit, et nombre des oisillons éclos sont morts dans leur première semaine (résultats non quantifiés). Quand a débuté la deuxième saison de reproduction, les canes adultes avaient été traitées sans arrêt durant 14 mois. Comme c'était le cas dans la première saison de reproduction, le taux de survie (89 %) des oisillons des canes traitées avec 3,0 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec; concentration mesurée de 2,88 $mg \cdot kg^{-1}$ [poids sec][29]) était également moins élevé que la survie des jeunes appartenant au groupe contrôlé (98 %), mais cet effet était moins sévère au cours de la deuxième saison (Heinz, 1976a). Les canetons morts issus de canes traitées présentaient des lésions au cerveau caractéristiques de la toxicité du MeHg, tandis que ceux qui ont survécu étaient hyper-réactifs dans les tests de réaction d'évitement (Heinz, 1975; 1976a). À l'opposé de la première saison de reproduction, lors de la deuxième saison, la production d'œufs et le taux d'éclosion chez les canes traitées avec 3,0 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) n'étaient pas significativement différents de ceux des canes témoins (Heinz, 1976a). Entre les canes témoins et celles traitées avec 0,5 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec; concentration mesurée de 0,53 $mg \cdot kg^{-1}$ [poids sec][30]), il n'y avait aucune différence constante relativement à la proportion d'œufs pondus à l'extérieur du nid, l'épaisseur de la coquille, le taux d'éclosion, et le taux de survie des canetons jusqu'à l'âge d'une semaine durant la deuxième saison de reproduction. En ce qui a trait aux réponses comportementales, les effets ont également semblé moins sévères lors de la deuxième saison que lors de la première. Durant la première saison, la progéniture des deux groupes traités était hyper-réactive dans les tests de réaction d'évitement, tandis que durant la deuxième saison, seule la progéniture du groupe recevant la dose de 3,0 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) était hyper-réactive (Heinz, 1975). Heinz (1976a) a émis l'hypothèse que l'amélioration du taux de reproduction et la diminution des effets sur le comportement chez les canards traités avec 3,0 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) durant la deuxième saison de reproduction étaient dues en partie à une réduction des concentrations de mercure dans les œufs, et en partie à un accroissement de la capacité de composer avec l'empoisonnement au méthylmercure chez les adultes et les canetons.

Les Canards colverts adultes de l'étude susmentionnée et la progéniture de leur deuxième saison ont également servi comme première et deuxième générations, respectivement, dans une étude portant sur trois générations (Heinz *et al.*, 1976a,b; 1979). À partir de l'âge de 9 jours, les canetons ont été traités avec la même dose nominale que celle administrée à leur mère (0 ou 0,5 $mg \cdot kg^{-1}$ [poids sec]; concentration mesurée de 0,47 $mg \cdot kg^{-1}$ [poids sec][31]). Le poids corporel et les taux de ponte des canards traités de la deuxième génération à l'âge adulte n'étaient pas différents de ceux des canards témoins, même s'ils consommaient beaucoup plus de nourriture. Les canes traitées ont présenté des anomalies dans leur comportement de nidification, et leurs petits ont présenté des taux de croissance et de survie réduits, mais aucun trouble du comportement (Heinz, 1976b; Heinz, 1979). Ces résultats ont été inversés dans la troisième génération; les adultes traités de la troisième génération n'ont pas consommé significativement plus de nourriture et leurs petits présentaient des taux de croissance

[29] Pour la deuxième saison de reproduction, la dose nominale de 3,0 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) a été établie par dosage à 2,22, 2,83 et 3,59 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec); la moyenne est de 2,88 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) (Heinz, 1976a).

[30] Pour la deuxième saison de reproduction, la dose nominale de 0,5 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) a été établie par dosage à 0,52, 0,53 et 0,54 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec); la moyenne de ces trois valeurs est de 0,53 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) (Heinz, 1976a). Ces concentrations valent également pour la première génération de cette étude, portant sur trois générations.

[31] Pour la deuxième et la troisième générations, Heinz (1976b, 1979) donne des concentrations moyennes mesurées de 0,47 et 0,43 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec), respectivement, pour la dose nominale de 0,5 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec). Les résultats pour la seconde et la troisième générations n'ont pas été indiqués pour le traitement avec 3,0 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec), comme c'était le cas dans les publications antérieures.

comparables à ceux des témoins. La progéniture de la troisième génération a toutefois présenté des troubles du comportement; ces canetons étaient moins nombreux et plus lents à s'approcher d'une source sonore émettant un appel maternel enregistré (Heinz, 1979).

L'effet du MeHg sur le développement du Canard colvert a été étudié en appliquant diverses quantités de cette substance sur l'extérieur des œufs. Les œufs ont été traités à leur troisième journée de développement par l'application de microlitres de MeHg intégré à un substrat. Des effets reliés à la dose sur la survie, la croissance et le développement ont été observés. Près de la moitié du mercure appliqué avait pénétré dans les œufs en traversant la membrane de la coquille après plusieurs jours de traitement. Des malformations se sont produites à la dose de 1 $\mu g \cdot œuf^{-1}$ (18 $\mu g \cdot kg^{-1}$) [32]; il y a aussi eu diminution de la croissance embryonnaire à 9 $\mu g \cdot œuf^{-1}$ (164 $\mu g \cdot kg^{-1}$). À la dose de 27 $\mu g \cdot œuf^{-1}$ (490 $\mu g \cdot kg^{-1}$), seulement 63 % des embryons étaient en vie à la 18e journée de développement (Hoffman et Moore, 1979). Des analyses des résidus ont été effectuées, et leurs résultats peuvent être comparés aux concentrations mesurées dans les œufs dans le cadre d'études de terrain.

## 8.4 Toxicité pour les poissons piscivores

Les poissons semblent pouvoir tolérer d'importantes charges corporelles de MeHg. Des alevins de truite arc-en-ciel d'un an ayant été nourris d'aliments contenant 4, 8, 16 ou 24 $mg \cdot kg^{-1}$ de chlorure méthylmercurique ont survécu et n'ont présenté que peu de signes de toxicité, même aux doses les plus élevées (Wobeser, 1975). Les concentrations corporelles étaient invariablement plus élevées que les concentrations alimentaires; on a par exemple mesuré une concentration de 30 $mg \cdot kg^{-1}$ chez un poisson ayant reçu la dose de 24 $mg \cdot kg^{-1}$ pendant 15 semaines. Dans les cinq dernières semaines de l'expérience, les poissons ayant reçu les deux doses les plus élevées présentaient des gains de poids significativement plus faibles que ceux ayant reçu les deux autres doses. L'absence de dommage au système nerveux a été attribuée au fait que le MeHg n'avait pas atteint des concentrations toxiques.

Des concentrations réalistes de MeHg dans l'alimentation des dorés jaunes ont entraîné des effets sublétaux chez les juvéniles. Friedmann *et al.* (1996) ont nourri trois groupes de dorés jaunes d'aliments contenant respectivement 0, 0,1, ou 1,0 $\mu g \cdot g^{-1}$ de MeHg injecté dans des tissus de barbue de rivière ou de tête-de-boule. Après six mois, la dose la plus élevée avait significativement nui à la croissance des poissons (longueur, poids), ainsi qu'au développement gonadal chez les mâles, mais non chez les femelles. Des analyses histopathologiques ont indiqué que les testicules des mâles ayant reçu la plus forte dose alimentaire de MeHg (1,0 $\mu g \cdot g^{-1}$) présentaient des altérations notables avec atrophie multifocale des cellules par rapport aux mâles témoins. Une atrophie testiculaire moins marquée a été observée chez les poissons ayant reçu la plus faible dose alimentaire de MeHg (0,1 $\mu g \cdot g^{-1}$). Les ovaires des femelles témoins et traitées ne présentaient aucune lésion évidente. Dans la nature, les dorés jaunes sont plus susceptibles de consommer des poissons de niveau trophique inférieur, qui vraisemblablement, peuvent contenir des concentrations de MeHg de l'ordre de la plus petite dose alimentaire administrée dans cette étude.

[32] Sur la base d'un poids moyen de 55 g pour les œufs de Canard colvert (Wolfe *et al.*, 1998).

**Tableau 9. Paramètres de consommation pour le vison, la loutre, le martin-pêcheur, le plongeon, le balbuzard et l'aigle**

| Espèces | Poids corporel (kg) | Taux d'ingestion ou apport alimentaire ($kg \cdot j^{-1}$) | Taux de consommation d'eau $l \cdot j^{-1}$ | Niveau trophique des proies | % des proies de chaque niveau trophique dans le régime alimentaire | Références |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Vison<br>sauvage<br>femelle sauvage<br>mâle en captivité<br>femelle en captivité | <br>0,80<br>0,6<br>1,82<br>0,87 | <br>0,178<br>0,143<br>0,22<br>0,14 | 0,081 | 3 | 90 | US EPA, 1997b<br>CCME, 1998<br>Bleavins et Aulerich, 1981 |
| Loutre | 7,40<br>8,0 | 1,220<br>0,8 | 0,600 | 3, 4 | 80, 20 | US EPA, 1997b<br>CCME, 1998 |
| Martin-pêcheur d'Amérique | 0,15 | 0,075 | 0,017 | 3 | 100 | US EPA, 1997b |
| Plongeon | 4,0<br>4,134 | 0,8<br>0,73 | 0,14 | 3 | 100 | US EPA, 1997b<br>CCME, 1998 |
| Balbuzard | 1,50 | 0,300 | 0,077 | 3 | 100 | US EPA, 1997b |
| Aigle | 4,60<br>4,5 | 0,50<br>0,5 | 0,160 | 3, 4, 5[a] | 74, 18, 8 | US EPA, 1997b<br>CCME, 1998 |

[a] Le niveau 5 indique que l'aigle peut consommer d'autres oiseaux piscivores.

## 9.0 RECOMMANDATIONS EXISTANTES VISANT LES RÉSIDUS DANS LES TISSUS

### 9.1 Santé humaine

Il existe deux méthodes de base permettant d'établir des recommandations pour la consommation humaine. Dans le passé, les valeurs étaient habituellement fixées en fonction de la concentration présente dans les tissus consommés. Cela constitue toujours une façon pratique pour les autorités d'être au fait des quantités de mercure présentes dans les poissons ou les fruits de mer, mais les valeurs ainsi établies ne reflètent pas nécessairement la quantité de mercure consommée par les personnes. De plus en plus, les recommandations sont fondées sur la dose quotidienne ou hebdomadaire (en µg de MeHg·kg$^{-1}$ pc·j$^{-1}$) considérée comme sans danger.

Les recommandations canadiennes et celles de l'OMS en matière de salubrité alimentaire, fondées sur les rapports techniques rédigés suite aux réunions annuelles du Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires, stipulent que la concentration totale de mercure dans la portion comestible des poissons commerciaux ne doit pas dépasser 0,5 µg·g$^{-1}$ (poids frais) (OMS, 1972, 1976; WHO, 1990; SBSC, 1990; OECD, 1994). Les espadons et les requins sont exemptés, et la consommation de ces espèces ne devrait pas dépasser un repas par semaine. Plusieurs autres pays ont adopté la recommandation de la FAO et de l'OMS visant les résidus dans les tissus pour la consommation de poissons commerciaux, soit 0,5 µg·g$^{-1}$, et assez peu de pays ont choisi la limite plus élevée recommandée par l'US EPA, soit 1,0 µg·g$^{-1}$ (voir tableau 10).

Le Canada a lié la valeur fondée sur la concentration à la fréquence de la consommation, ce qui tient adéquatement compte de la dose de mercure consommée. Les femmes en âge de procréer et les enfants ne devraient consommer que des poissons renfermant des concentrations de 0,5 µg·g$^{-1}$ ou moins. De 0,5 à 1,0 µg·g$^{-1}$, l'adulte moyen consommant temporairement du poisson peut, sur une courte période, consommer jusqu'à dix repas de poisson par semaine (2300 g). S'il y a consommation tout au long de l'année, le poisson contenant de 0,5 à 1,0 µg·g$^{-1}$ de MeHg ne devrait pas être consommé plus d'une fois par semaine (200 g). À une concentration supérieure à 1,0 µg·g$^{-1}$, l'adulte moyen consommant temporairement du poisson peut, sur une courte période, consommer pas plus de sept repas de poisson par semaine (1500 g), et s'il y a consommation tout au long de l'année, le poisson contenant plus de 1,0 µg·g$^{-1}$ ne devrait pas être consommé plus d'une fois par semaine (portion de 140 g). Au Canada, le poisson comportant plus de 1,5 µg de MeHg·g$^{-1}$ n'est pas recommandé pour la consommation humaine, et ce, en tout temps (annexe D; OMS, 1972; 1976; SBSC, 1990).

L'OMS a évalué la réponse à diverses charges corporelles (concentrations dans les cheveux ou le sang) et a déterminé qu'aucun effet nocif (DSENO) n'est détecté avec des apports de méthylmercure quotidiens à long terme de 3 à 7 µg·kg$^{-1}$ pc (concentrations de mercure dans les cheveux d'environ 50 à 125 µg·g$^{-1}$). L'OMS recommande que les adultes ne consomment pas plus de 0,23 mg de MeHg par semaine, ou 0,47 µg·kg$^{-1}$ pc·d$^{-1}$ (tableau 10). Elle postule que les femmes enceintes (à cause du fœtus) devraient absorber moins de méthylmercure que les autres adultes en raison du risque plus élevé pour elles (WHO, 1990).

L'U.S. Food and Drug Administration's (FDA) conseille aux personnes autres que les femmes enceintes et les femmes en âge de procréer de limiter leur consommation d'espèces de

poissons renfermant des concentrations de méthylmercure de 1 $\mu g \cdot g^{-1}$ à environ 200 g par semaine (une portion). En ce qui a trait aux poissons renfermant des concentrations moyennes de 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$, la consommation régulière devrait être limitée à environ 500 g par semaine (deux portions).

Le plafond établi par la FDA est fondé sur la dose journalière admissible (DJA) pour le MeHg, ainsi que sur l'information relative à la consommation des fruits de mer et l'exposition au MeHg associée. La DJA est la quantité de MeHg pouvant être consommée quotidiennement pendant une longue période avec la certitude raisonnable que les adultes ne subiront aucun dommage. L'US FDA (et l'OMS) a déterminé une DJA basée sur une tolérance hebdomadaire de 0,3 mg de HgT pour une personne de 70 kg, dont pas plus de 0,23 mg sous forme de MeHg. Ces quantités correspondent à 5 et 3,3 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc, respectivement. En utilisant les valeurs pour le MeHg, cette dose admissible correspondrait à environ 230 µg par semaine pour une personne de 70 kg, ou 33 µg par personne par jour, ce qui coïncide avec l'apport recommandé pour la consommation fréquente et à long terme de poisson au Canada. La DJA a été calculée à partir de données provenant en partie d'études suédoises sur des Japonais empoisonnés à Niigata par suite de la consommation de poissons et de fruits de mer contaminés, et d'autres études sur des populations consommant du poisson (US EPA, 1997a).

L'US EPA a établi une dose de référence (DRf) de 0,1 µg de $MeHg \cdot kg^{-1}$ $pc \cdot d^{-1}$ pour les humains. Un autre organisme, l'ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) avait auparavant recommandé une dose à risque minimum (DRM) de 0,1 $\mu g \cdot kg^{-1}$ $pc \cdot d^{-1}$, mais cet organisme a augmenté cette valeur à 0,3 $\mu g \cdot kg^{-1}$ $pc \cdot d^{-1}$, en fonction des résultats de nouvelles études portant sur des populations consommant des poissons et des mammifères marins aux Seychelles (océan Indien) et aux îles Féroé (Atlantique Nord) (US EPA, 1997c; ATSDR, 1999)[33]. Certains s'inquiètent que ce relâchement de la norme de l'ATSDR pourrait mettre en péril les efforts visant à réduire les émissions de mercure (Renner, 1998). Il est à noter que la valeur de l'ATSDR est une norme (ayant force de loi), alors que la DRf de l'EPA n'est qu'une recommandation.

Jusqu'à maintenant, les autorités ont mis l'accent sur la réduction de la consommation des poissons contaminés plutôt que sur l'élimination des sources de mercure responsables des fortes concentrations de mercure dans les poissons. Cela a des répercussions chez les populations autochtones, pour lesquelles la consommation de poissons est précieuse sur le plan nutritionnel. Selon le Conseil Cri de la santé et des services sociaux de la baie James, dans la plupart des cas, le fait de limiter la consommation de poissons dans le but de prévenir la contamination par le mercure présente des risques qui peuvent s'avérer plus dangereux que le mercure lui-même (C. Dumont, 1999, comm. pers.). Le Conseil fait remarquer que la consommation de poissons aide à prévenir des maladies, telles que les maladies du cœur, le diabète et l'arthrite.

### 9.2 Faune

L'US EPA a établi des recommandations pour la qualité de l'eau qui sont liées aux recommandations visant les résidus dans les tissus (doses de référence, DRf), afin de protéger les mammifères et les oiseaux consommateurs de poissons. Il a défini un critère pour la faune (CF), soit la concentration de mercure dans l'eau qui, si elle n'est pas dépassée, protège les populations fauniques aviennes et mammaliennes contre les effets nocifs résultant de

[33] Mise à jour du 19 avril 1999 : http://www.atsdr.cdc.gov

l'ingestion des eaux de surface et d'organismes aquatiques prélevés dans ces eaux de surface. Ainsi, le CF est la concentration aqueuse la plus élevée de mercure (dissout ou colloïdal) n'entraînant pas de réduction significative de la croissance, de la reproduction, de la viabilité ou de l'utilité (dans un sens commercial ou récréationnel) d'une population d'animaux, exposée sur plusieurs générations (US EPA, 1997b).

Aux É.-U., deux critères séparés, exprimés en tant que concentrations dans l'eau filtrée, ont été établis pour le HgT et le MeHg. Le critère pour le Hg total était fondé sur un modèle proposé par le Programme concernant la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (PQEGL; US EPA, 1995c,d), et les valeurs du MeHg (CF) ont été établies suivant une modification du modèle du PQEGL par l'US EPA dans son « Mercury Study Report to Congress » (US EPA, 1997b,c). Les modèles sont fondés sur la bioaccumulation potentielle des espèces de mercure (FBA[34]) à partir de l'eau et des aliments. Parce que l'utilisation du HgT plutôt que du MeHg a suscité des critiques à l'égard des CF (et FBA) initialement proposées, l'US EPA a établi de nouvelles valeurs pour le FBA pour le MeHg. Le modèle du PQEGL a été élaboré en fonction d'une DSENO de 1,1 ppm pour la faune piscivore, alors qu'une DSENO de 0,33 ppm avait été employée dans le rapport au Congrès (ces deux valeurs sont fondées sur les travaux de Wobeser, 1975, 1976). La valeur du PQEGL intégrait un facteur d'incertitude (FI) de dix, comparativement à un FI de trois dans le rapport au Congrès.

Le PQEGL avait pour but de protéger la faune de la région des Grands Lacs avec une valeur proposée de 1300 $pg \cdot l^{-1}$ pour le HgT (US EPA, 1997b). Le rapport au Congrès de l'US EPA recommandait un CF pour la protection des espèces fauniques piscivores de 50 pg $MeHg \cdot l^{-1}$, qui était la valeur la moins élevée entre le critère moyen pour la faune avienne, soit 61 $pg \cdot l^{-1}$, et le critère moyen pour la faune mammalienne, soit 50 $pg \cdot l^{-1}$. Cette valeur correspond à une concentration de mercure *total* de 641 $pg \cdot l^{-1}$ [35] dans la colonne d'eau, et à des concentrations de MeHg de 0,077 ppm dans les poissons proies (niveau trophique 3) et de 0,346 ppm dans les poissons piscivores (niveau trophique 4). On suppose que le CF, comme pour la DRf pour les humains, exposera les animaux à une dose sécuritaire sur toute la durée de leur vie. Les concentrations recommandées pour l'eau, soit 50 pg de $MeHg \cdot l^{-1}$ et 641 pg de $HgT \cdot l^{-1}$, ont pour but de protéger la faune avienne contre l'ingestion d'une plus grande quantité de mercure que celle correspondant à la dose quotidienne sécuritaire, soit la DRf de 21 $\mu g \cdot kg^{-1}$ $pc \cdot d^{-1}$, et de protéger les mammifères semi-aquatiques contre l'ingestion de plus de 18 $\mu g \cdot kg^{-1}$ $pc \cdot d^{-1}$(US EPA, 1997a,b).

Les critères de l'US EPA pour la faune diffèrent fondamentalement des recommandations canadiennes en ceci qu'ils sont fondés sur les concentrations dans l'eau plutôt que sur les concentrations dans les tissus pouvant être consommés par la faune piscivore. En d'autres mots, les valeurs de l'US EPA tirent leur origine à un niveau trophique beaucoup plus bas que le niveau trophique des proies consommées par la faune. Étant donné la complexité du comportement du mercure dans l'environnement, dont le fait qu'il peut n'y avoir aucune relation entre le mercure présent dans la colonne d'eau (en particulier le Hg total) et le mercure présent dans les poissons, un critère fondé sur des FBA calculés à partir des concentrations dans l'eau est moins susceptible de prédire adéquatement la quantité de MeHg présente dans les tissus. Le rapport au Congrès met l'accent sur le fait qu'il existe un haut degré d'incertitude dans les valeurs fondées sur les FBA. Cependant, au moins une étude, réalisée dans un lac contaminé de la Californie (Wolfe et Norman, 1998) appuyait la valeur du PQEGL (HgT). Aussi, le rapport

[34] FBA = facteur de bioaccumulation
[35] La concentration de HgT dans l'eau suppose une moyenne nationale américaine de 7,8 % de MeHg.

au Congrès de l'US EPA a établi une dose quotidienne alimentaire (DRf) qui ne devrait entraîner aucun effet nocif.

**Tableau 10. Survol mondial des recommandations visant les résidus de mercure dans les tissus (concentrations ou limites quotidiennes) des poissons et dans les produits de la pêche**

| Pays ou organisme | Recommandation pour la consommation humaine | Recommandation visant les résidus dans les tissus pour la faune | Référence |
|---|---|---|---|
| Australie | 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans les poissons, les crustacés et les mollusques | -- | OECD, 1994 |
| Brésil | 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ – limite légale pour les métaux dangereux | -- | US EPA, 1989, dans Haines *et al.*, 1994 |
| Canada | 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans les poissons[a]<br>0.2 $\mu g \cdot g^{-1}$ pour les consommateurs de poissons pour la subsistance[b] | 0,033 $\mu g \cdot g^{-1}$ (présent rapport) | SBSC, 1990; OMS, 1972, 1976 |
| Danemark | 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ – limite légale pour les métaux dangereux | -- | US EPA, 1989, dans Haines *et al.*, 1994 |
| Équateur | 1 $\mu g \cdot g^{-1}$ – limite légale pour les métaux dangereux | -- | US EPA, 1989, dans Haines *et al.*, 1994 |
| FAO/OMS | 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans les poissons<br>0,23 mg de MeHg par semaine (personne de 70 kg)<br>0,47 µg de MeHg $\cdot kg^{-1}$ pc $\cdot d^{-1}$ | -- | OMS, 1972<br><br>WHO, 1990 et Codex Alimentarius, 1998 |
| Finlande | 0,5 à 1,0 $\mu g \cdot g^{-1}$, une fois par semaine<br>>1,0 $\mu g \cdot g^{-1}$, aucune consommation | -- | OECD, 1994 |
| France | 0,5 à 0,7$\mu g \cdot g^{-1}$ – limite légale pour les métaux dangereux | -- | US EPA, 1989, dans Haines *et al.*, 1994 |
| Allemagne | 1 $\mu g \cdot g^{-1}$ – limite légale pour les métaux dangereux | -- | US EPA, 1989, dans Haines *et al.*, 1994 |
| Grande-Bretagne | 0,2 mg de MeHg par semaine (FAO/OMS) | -- | OECD, 1994 |
| Grèce | 0,7 $\mu g \cdot g^{-1}$ – limite légale pour les métaux dangereux | -- | US EPA, 1989, dans Haines *et al.*, 1994 |
| Hong Kong | 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ – limite légale pour les métaux dangereux | -- | US EPA, 1989, dans Haines *et al.*, 1994 |
| Inde | 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ – limite légale pour les métaux dangereux | -- | US EPA, 1989, dans Haines *et al.*, 1994 |
| Israël | 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ – limite légale pour les métaux dangereux | -- | US EPA, 1989, dans Haines *et al.*, 1994 |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : méthylmercure

| Pays ou organisme | Recommandation pour la consommation humaine | Recommandation visant les résidus dans les tissus pour la faune | Référence |
|---|---|---|---|
| Italie | 0,7 $\mu g \cdot g^{-1}$ – limite légale pour les métaux dangereux | – | US EPA, 1989, dans Haines *et al.*, 1994 |
| Japon | 0,3 à 0,4 $\mu g \cdot g^{-1}$ – limite légale pour les métaux dangereux | – | US EPA, 1989, dans Haines *et al.*, 1994 |
| Corée | 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ – limite légale pour les métaux dangereux | – | US EPA, 1989, dans Haines *et al.*, 1994 |
| Pays-Bas | 1 $\mu g \cdot g^{-1}$ – limite pour les métaux dangereux présents dans les poissons<br>0,5 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc $\cdot d^{-1}$ pour les adultes<br>0,1 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc $\cdot d^{-1}$ pour les femmes enceintes ou qui allaitent | – | US EPA, 1989, dans Haines *et al.*, 1994;<br>OECD, 1994 |
| Nouvelle-Zélande | 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ – limite légale pour les métaux dangereux | – | US EPA, 1989, dans Haines *et al.*, 1994 |
| Philippines | 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ – limite légale pour les métaux dangereux | – | US EPA, 1989, dans Haines *et al.*, 1994 |
| Espagne | 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ – limite légale pour les métaux dangereux | – | US EPA, 1989, dans Haines *et al.*, 1994 |
| Suède | 1 $\mu g \cdot g^{-1}$ – limite légale pour les métaux dangereux | – | US EPA, 1989, dans Haines *et al.*, 1994 |
| Suisse | 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ – limite légale pour les métaux dangereux | – | US EPA, 1989, dans Haines *et al.*, 1994 |
| Thaïlande | 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ – limite légale pour les métaux dangereux | – | US EPA, 1989, dans Haines *et al.*, 1994 |
| US ATSDR[c] | 0,5 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc $\cdot d^{-1}$ (nov. 1997); antérieurement 0,1 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc $\cdot d^{-1}$ | – | US EPA, 1997c |
| US EPA | 0,1 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc $\cdot d^{-1}$ | 21 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour pour les oiseaux<br>18 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour pour les mammifères[d] | US EPA, 1997c |
| US Food & Drug Admin. | 1,0 $\mu g \cdot g^{-1}$ | – | US EPA, 1997c |
| Venezuela | 0,1 à 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ – limite légale pour les métaux dangereux | – | US EPA, 1989, dans Haines *et al.*, 1994[e] |
| Organisation mondiale de la santé – voir FAO/OMS | | | |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : méthylmercure

| Pays ou organisme | Recommandation pour la consommation humaine | Recommandation visant les résidus dans les tissus pour la faune | Référence |
|---|---|---|---|
| Zambie | 0,2 à 0,3 $\mu g \cdot g^{-1}$ – limite légale pour les métaux dangereux | – | US EPA, 1989, dans Haines *et al.*, 1994[5] |

[a] OMS/Canada- Le requin, le thon et l'espadon sont exclus, mais ne devraient pas être consommés plus d'une fois par semaine.

[b] Concentration déterminée par la Direction générale des services médicaux de Santé Canada en 1979, et réitéré en 1984 (N.P McEwen, 1999; Santé Canada, comm. pers.; annexe D)

[c] Agency for Toxic Substances and Disease Registry

[d] Les RRT pour la faune de l'US EPA (RfD) sont en révision et sont fondées sur les critères pour la faune (CF), soit des concentrations dans l'eau de 50 pg de $MeHg \cdot l^{-1}$ et de 641 pg de $HgT \cdot l^{-1}$

[e] Haines *et al.* (1994) renferme la documentation de base utilisée dans MacDonald (1994).

## 10.0 RECOMMANDATION CANADIENNE VISANT LES RÉSIDUS DE MÉTHYLMERCURE DANS LES TISSUS

### 10.1 Protocole

Les RRT sont les concentrations des contaminants environnementaux (capables de bioamplification dans les tissus des organismes aquatiques; p. ex. dans les poissons) recommandées afin de protéger les espèces fauniques qui consomment des organismes aquatiques des eaux douces, des estuaires ou des océans. Le protocole d'établissement des recommandations canadiennes visant les résidus dans les tissus (RRT) pour la protection des espèces fauniques qui consomment le biote aquatique est décrit en détails dans un document du CCME (1998). Bien que le protocole propose une méthode normalisée, il se présente comme un guide offrant de la souplesse et incitant à faire appel au jugement scientifique dans l'élaboration de recommandations. Il est à noter que le protocole actuel est en fait un document de travail pour la mise à l'essai et l'application de la méthodologie (CCME, 1998).
En bref, l'établissement des RRT repose sur l'évaluation de données toxicologiques sur diverses espèces d'oiseaux et de mammifères. Le but consiste à protéger les espèces fauniques et leurs stades de développement les plus sensibles. Certaines exigences minimales relatives aux ensembles de données toxicologiques doivent être respectées (voir 3.3.1 - 3.4.3 dans CCME, 1998). Les étapes de l'élaboration des RRT sont :

1. Choix des études chroniques de haute qualité dont on peut tirer des DMENO et/ou des DSENO; les valeurs peuvent être transformées en taux d'apport quotidien, exprimés en $mg \cdot kg^{-1}$ pc par jour, si elles ne sont pas à l'origine présentées sous cette forme.
2. Choix d'un facteur d'incertitude (FI) fondé sur des extrapolations réalistes tenant compte des différences entre sexes, stades de vie, espèces, valeurs obtenues en laboratoire et valeurs obtenues sur le terrain, et autres.
3. Calcul de la dose journalière admissible (DJA) en $mg \cdot kg^{-1}$ pc par jour, qui consiste en la moyenne géométrique des DMENO et DSENO[36] choisies, divisée par le FI. Les DJA sont calculées séparément pour les oiseaux et les mammifères.
4. Calcul des concentrations de référence (CR) pour une vaste gamme d'espèces fauniques suivant la formule CR=DJA x (poids corporel/ingestion d'aliments); pc en kg; IA en $kg \cdot d^{-1}$).

Comme la DJA la moins élevée ne constituera pas nécessairement la concentration alimentaire admissible la plus faible, les DJA des oiseaux et des mammifères sont utilisées en conjonction avec les poids corporels (pc) et les taux d'ingestion d'aliments (IA) quotidiens des espèces fauniques canadiennes pour calculer les CR. La CR la moins élevée est choisie comme RRT. Pour l'établissement de RRT nationales, les CR des mammifères et des oiseaux doivent pouvoir assurer la protection de toutes les espèces dans toutes les régions du Canada. C'est pourquoi on utilise les ratios IA:pc aviens et mammaliens les plus élevés connus pour la faune canadienne, à savoir 0,94 pour l'Océanite de Wilson et 0,24 pour le vison (CCME, 1998).

### 10.2 Élaboration et critères de la recommandation

[36] La DSENO peut si nécessaire être estimée par DMENO ÷ 5,6 (CCME, 1993)

Le chapitre 8 présente les diverses études sur la toxicité du MeHg portant autant sur des espèces de laboratoire que sur des espèces fauniques. Selon le protocole du CCME, les espèces fauniques sont préférées, de sorte que ce sont des études de haute qualité sur le Canard colvert et le vison qui ont été prises en considération pour le calcul de la RRT.

### 10.2.1 Espèces aviennes

Trois générations de Canards colverts nourries d'aliments contaminés ont permis de constater que des générations successives sont susceptibles de souffrir des effets du MeHg, bien qu'il n'y avait aucune preuve que ces effets devenaient de plus en plus sévères d'une génération à l'autre (Heinz, 1979). Une concentration alimentaire de 0,5 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) de méthylmercure constitue la DMENO, parce qu'elle a entraîné une diminution de la croissance et de la survie de la progéniture des canes de la deuxième génération, ainsi que des effets comportementaux importants sur le plan écologique chez la progéniture des canes de la troisième génération (Heinz, 1976b, 1979). De plus, les canes ayant reçu une dose de 0,5 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) ont pondu un plus grand pourcentage d'œufs à l'extérieur de leurs nichoirs que les oiseaux témoins, bien que l'effet n'ait été statistiquement significatif que dans la deuxième génération et lorsque les résultats des trois générations étaient combinés (Heinz, 1979). La concentration alimentaire nominale de 0,5 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) est équivalente à un taux d'absorption de 75 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour, si on suppose une concentration alimentaire mesurée de 0,48 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec)[37] et un taux de consommation alimentaire de 0,156 kg de nourriture sèche par kg de poids corporel par jour[38] (Heinz, 1979). La DSENO de 13 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour a été calculée en divisant la DMENO par 5,6 (CCME, 1993). Cette DSENO calculée de 13 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour est plus élevée que le taux d'absorption (6,4 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour) calculé pour les oiseaux nourris d'aliments témoins (0,05 $mg \cdot kg^{-1}$ [poids sec]; 0,128 kg de nourriture sèche par kg de poids corporel par jour).

La DJA pour les oiseaux de 31 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour (tableau 11) a été établie en tant que moyenne géométrique de la DMENO (75 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour) et de la DSENO (13 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour) sans l'application d'un facteur d'incertitude (FI). Le fait de ne pas appliquer de FI dans ce cas est justifié, étant donné que les expériences ont été réalisées avec une espèce faunique canadienne (Canard colvert) sur trois générations (étude chronique véritable), et à des doses de MeHg couramment observées dans les poissons sauvages. En divisant la DJA par le ratio IA:pc le plus élevé chez les oiseaux sauvages (0,94 pour l'Océanite de Wilson), on obtient une CR pour les oiseaux 33 $\mu g \cdot kg^{-1}$ de nourriture (poids frais) (tableaux 11 et 12).

Pour mettre les choses en perspective, la DJA pour les oiseaux de 31 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour est comparable à la dose de référence (DRf) recommandée par l'US EPA (21 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour), visant à protéger la faune avienne (US EPA, 1997a), bien que les procédures d'établissement des deux valeurs ne soient pas les mêmes. Cette DJA est environ 2,4 fois moins élevée que la dose quotidienne ingérée ayant donné la DMENO pour le Canard colvert indiquée plus haut. En revanche, cette DJA est 66 fois plus élevée que l'apport quotidien recommandé par l'OMS pour les humains (0,47 $\mu g \cdot MeHg \cdot kg^{-1}$ pc par jour; WHO, 1990).

[37] La concentration alimentaire mesurée est de 0,48 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec), quand on fait la moyenne des moyennes de chaque génération (0,53, 0,47 et 0,43 $mg \cdot kg^{-1}$) (Heinz, 1979). Les concentrations individuelles mesurées n'ont pas pu être utilisées, parce qu'elles n'ont pas été indiquées pour les deuxième et troisième générations Heinz, 1976b, 1979).

[38] Lorsque les résultats étaient combinés, on obtenait que les Canards colverts des deuxième et troisième générations nourris d'aliments renfermant 0,5 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) ont consommé 0,156 kg de nourriture sèche par kg de poids corporel; la consommation de nourriture de la première génération n'a pas été signalée (Heinz, 1979).

Au nombre des faiblesses de l'étude retenue pour calculer la CR pour les oiseaux, on compte le fait que la dose de mercure a été ajoutée à de la nourriture sèche (plutôt que d'utiliser des poissons contaminés), et a été administrée à une espèce (le Canard colvert) qui n'est pas principalement piscivore. De plus, bien que la concentration alimentaire de 0,5 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) de méthylmercure ait produit des effets nocifs chez les trois générations, les effets n'étaient pas constants d'une génération à l'autre. Aussi, parce que les effets ont été détectés à la dose la moins élevée de l'étude, la DSENO a dû être calculée à partir de la DMENO. Néanmoins, l'expérience sur la toxicité chronique à long terme de Heinz était la plus exhaustive parmi les études réalisées sur le MeHg.

### 10.2.2 Espèces mammaliennes

Une étude portant sur le chat domestique a indiqué que les chats sont sensibles à l'exposition au MeHg (Charbonneau *et al.*, 1976). Étant donné que les chats sauvages consomment rarement des organismes aquatiques, et parce que des études de qualité portant sur le vison existaient, les essais avec les chats et les rats Wistar (Munro *et al.*, 1980) n'ont pas été retenus pour l'établissement de la CR, mais on s'y est référé à des fins de comparaison seulement.

Les résultats montrant la plus grande sensibilité chez les espèces fauniques faisaient état d'une diminution de la fertilité et d'effets neurotoxiques chez les visons femelles, suivis de la mort (>50 %) à 0,9 $mg \cdot kg^{-1}$ (144 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour) (Chamberland *et al.*, 1996). Aucun effet important sur le plan écologique (signes cliniques, dommages neurologiques ou problèmes de reproduction) n'a été observé chez les visons femelles exposés à une dose alimentaire de 0,5 $mg \cdot kg^{-1}$ (80 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour); cette dose journalière a ainsi été utilisée à titre de DSENO (Chamberland *et al.*, 1996; Laperle *et al.*, 1998).
Les forces de l'étude retenue comprennent l'utilisation de poissons contaminés provenant des réservoirs de la baie James, d'une espèce faunique clé (le vison), et de trois doses (Chamberland *et al.*, 1996). Les effets neurologiques considérés comme écologiquement importants comprennent l'ataxie, le chancellement, la déviation des membres en dehors ou la paralysie des membres postérieurs, et l'anorexie. Ces effets, ainsi que d'autres, ont été signalés dans de nombreuses études décrivant la neurotoxicité du MeHg. De tels effets rendraient un animal incapable de se nourrir adéquatement, de fuir les prédateurs et de se reproduire, et augmenteraient sa susceptibilité à d'autres agents stressants.

La DJA pour les mammifères de 22 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour a été établie en tant que moyenne géométrique de la DMENO (144 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour) et de la DSENO (80 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour), divisée par un facteur d'incertitude de 5. Un FI de 5 a été choisi parce que le résultat de la DMENO était la mort et que l'étude n'a duré qu'un peu plus de trois mois (subchronique), et pour permettre l'extrapolation aux autres espèces fauniques. Une CR pour les mammifères de 92 $\mu g \cdot kg^{-1}$ de nourriture (poids frais) a été obtenue en divisant la DJA par le ratio IA pc le plus élevé chez les mammifères sauvages (0,24 pour le vison femelle, tableaux 11 et 12).

La DJA pour les mammifères est comparable à la dose de référence (DRf) de l'US EPA pour les mammifères semi-aquatiques, soit 18 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour, et est presque égale à la DSENO chronique (20 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour) estimée à partir d'une étude alimentaire de deux ans portant sur les chats domestiques (Charbonneau *et al.*, 1976). La DJA pour les mammifères est 47 fois plus élevée que l'apport recommandé par l'OMS pour les humains (0,47 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour, WHO, 1990).

## 10.3 Recommandation pour le méthylmercure

Pour la protection de tous les stades de la vie de tous les oiseaux et mammifères qui consomment des organismes aquatiques, la CR la plus faible, soit 33 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pour l'Océanite de Wilson, est recommandée à titre de RRT. Cette recommandation est la concentration de méthylmercure (mesurée dans les tissus frais) présente dans les organismes aquatiques (poissons et autres), qui n'est pas censée entraîner d'effets nocifs chez les espèces fauniques qui les consomment. Afin de protéger l'ensemble de la faune des endroits visés, les RRT devraient être appliquées au niveau trophique aquatique le plus élevé connu.

Pour l'établissement d'une RRT nationale, les CR pour les oiseaux et les mammifères doivent pouvoir assurer la protection de toutes les espèces dans toutes les régions du Canada, et sont donc fondées sur les ratios IA:pc mammaliens et aviaires les plus élevés connus pour la faune canadienne, soit 0,24 pour le vison et 0,94 pour l'Océanite de Wilson (CCME, 1998). Nous reconnaissons que dans les régions où, par exemple l'Océanite de Wilson n'est pas présent, l'utilisation de la CR la moins élevée (ratio IA:pc le plus élevé) peut ne pas être appropriée; en pareil cas, les CR pour la faune résidente peuvent être appliquées. Pour cette raison, on propose une liste de CR pour divers mammifères et oiseaux (voir tableau 12).

La RRT pour le MeHg, soit 33 $\mu g \cdot kg^{-1}$ de nourriture (poids frais), est inférieure à la plupart des concentrations de MeHg ayant été mesurées dans les poissons de sport des eaux douces canadiennes (voir le chapitre 7; annexe B-3). Des inquiétudes relatives aux avis touchant la consommation humaine ont entraîné l'examen des espèces commercialement importantes. Les poissons habituellement consommés par la faune sont beaucoup plus petits et appartiennent à des niveaux trophiques moins élevés, et pourraient ainsi renfermer une quantité proportionnellement moins élevée de Hg que les poissons de sport commerciaux. Ainsi, le lecteur doit être prudent avant de faire des inférences concernant les risques pour la faune associés aux concentrations de mercure présentes dans les poissons de grande taille (>35 cm). Les RRT pour la faune, dont toute valeur calculée pour des endroits particuliers, doivent être plus faibles en raison de l'importante proportion de poissons dans le régime alimentaire des espèces concernées.

**Tableau 11. Établissement de la RRT**

**ÉTAPE 1 : CALCUL DE LA DOSE JOURNALIÈRE ADMISSIBLE**

| | | |
|---|---|---|
| $DJA_{OISEAUX}$ | = | (DMENO x DSENO)$^{0,5}$ / facteur d'incertitude |
| où : | | |
| DMENO | = | 0,48 mg·kg$^{-1}$ de nourriture x 0,156 kg de nourriture·kg$^{-1}$ pc par jour |
| | = | 75 µg·kg$^{-1}$ pc par jour (Heinz, 1979) |
| et | | |
| DSENO | = | DMENO/5,6 (CCME, 1993) |
| | = | 13 µg·kg$^{-1}$ pc par jour |
| d'où | | |
| $QT_{OISEAUX}$ | = | (75 x 13)$^{0,5}$ / 1 |
| | = | 31 µg·kg$^{-1}$ pc par jour. |

| | | |
|---|---|---|
| $DJA_{MAMMIFÈRES}$ | = | (DMENO x DSENO)$^{0,5}$ / facteur d'incertitude |
| où : | | |
| DMENO | = | 0,9 mg·kg$^{-1}$ de nourriture x 0,16 kg de nourriture·kg$^{-1}$ pc par jour |
| | = | 144 µg·kg$^{-1}$ pc par jour (Chamberland *et al.*, 1996) |
| et | | |
| DSENO | = | 0,5 mg·kg$^{-1}$ de nourriture x 0,16 kg de nourriture·kg$^{-1}$ pc par jour |
| | = | 80 µg·kg$^{-1}$ pc par jour |
| d'où | | |
| $DJA_{MAMMIFÈRES}$ | = | (144 x 80)$^{0,5}$ / 5 |
| | = | 22 µg·kg$^{-1}$ pc par jour. |

## ÉTAPE 2 : CALCUL DES CONCENTRATIONS DE RÉFÉRENCE

| | | |
|---|---|---|
| $CR_{OISEAUX}$ | = | $DJA_{OISEAUX}$ / ($IA:PC_{MAX}$) |
| où : | | |
| $DJA_{OISEAUX}$ | = | 31 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour |
| et | | |
| $IA:PC_{MAX}$ | = | 0,94 (IA:PC pour l'Océanite de Wilson) |
| d'où | | |
| $CR_{OISEAUX}$ | = | 31 / 0,94 |
| | = | 33 $\mu g \cdot kg^{-1}$ de nourriture (poids frais) |

| | | |
|---|---|---|
| $CR_{MAMMIFÈRES}$ | = | $DJA_{MAMMIFÈRES}$ / ($IA:PC_{MAX}$) |
| où : | | |
| $DJA_{MAMMIFÈRES}$ | = | 22 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc par jour |
| et | | |
| $IA:PC_{MAX}$ | = | 0,24 (IA:PC pour le vison) |
| d'où | | |
| $CR_{MAMMIFÈRES}$ | = | 22 / 0,24 |
| | = | 92 $\mu g \cdot kg^{-1}$ de nourriture (poids frais) |

## ÉTAPE 3

RRT = CR LA PLUS FAIBLE = $CR_{OISEAUX}$ = 33 $\mu g \cdot kg^{-1}$ de nourriture (poids frais)

**Tableau 12. Concentrations de référence (CR; µg·kg$^{-1}$ de nourriture [poids frais])[a,b] pour diverses espèces de la faune canadienne, établies à partir de la dose journalière admissible (DJA) de méthylmercure la plus faible pour les oiseaux (31 µg·kg$^{-1}$ pc par jour) ou pour les mammifères (22 µg·kg$^{-1}$ pc par jour) et les ratios entre ingestion d'aliments (IA) et poids corporel (PC)[c].**

| Espèces | Ratio IA:PC | CR | Espèces | Ratio IA:PC | CR |
|---|---|---|---|---|---|
| **Oiseaux** | | | **Oiseaux** | | |
| Ansériformes | | | Ciconiiformes | | |
| Petit Garrot (*Bucephala albeola*) | | | Grand Héron (*Ardea herodias*) | | |
| Mâle | 0,36 | 86 | mâle | 0,21 | 148 |
| Femelle | 0,42 | 74 | femelle | 0,22 | 141 |
| Garrot à oeil d'or (*Bucephala clangula*) | | | Héron strié (*Butorides striatus*) | 0,24 | 129 |
| Mâle | 0,29 | 107 | | | |
| Femelle | 0,31 | 100 | Procellariiformes | | |
| Canard colvert (*Anas platyrhynchos*) | 0,23 | 135 | **Océanite de Wilson (*Oceanites oceanicus*)** | 0,94 | 33 |
| Harelde kakawi (*Clangula hyemalis*) | | | Océanite à queue fourchue (*Oceanodroma furcata*) | 0,73 | 42 |
| Mâle | 0,29 | 107 | Fulmar boréal (*Fulmarus glacialis*) | | |
| Femelle | 0,31 | 100 | mâle | 0,34 | 91 |
| Canard branchu (*Aix sponsa*) | | | femelle | 0,38 | 82 |
| Mâle | 0,34 | 91 | | | |
| Femelle | 0,35 | 89 | **Mammifères** | | |
| Canard d'Amérique (*Anas americana*) | | | | | |
| Mâle | 0,32 | 97 | Mustelidés | | |
| Femelle | 0,32 | 97 | Loutre de mer (*Enhydra lutris*) | | |
| Petit Fuligule (*Aythya affinis*) | | | mâle | 0,18 | 122 |
| Mâle | 0,31 | 100 | femelle | 0,2 | 110 |
| Femelle | 0,32 | 97 | Vison d'Amérique (*Mustela vison*) | | |
| Grand Harle (*Mergus merganser*) | | | femelle | 0,24 | 92 |
| Mâle | 0,24 | 129 | Loutre de rivière (*Lutra canadensis*) | 0,1 | 220 |
| Femelle | 0,27 | 115 | | | |
| Harle huppé (*Mergus serrator*) | | | Pinnipèdes | | |
| Mâle | 0,21 | 148 | Phoque commun (*Phoca vitulina*) | | |
| | | | mâle | 0,16 | 138 |
| Falconiformes | | | femelle | 0,17 | 129 |
| Pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) | 0,11 | 282 | Otarie à fourrure de l'Alaska (*Callorhinus ursinus*) | | |
| Balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*) | 0,2 | 155 | mâle | 0,13 | 169 |
| | | | femelle | 0,18 | 122 |
| Coraciiformes | | | Éléphant de mer du nord (*Mirounga angustirostris*) | | |
| Martin-pêcheur d'Amérique (*Ceryle alcyon*) | 0,5 | 62 | mâle | 0,08 | 275 |
| | | | femelle | 0,1 | 220 |
| Gaviiformes | | | Otarie de Steller (*Eumetopia jubata*) | | |
| Plongeon huard (*Gavia immer*) | 0,18 | 172 | mâle | 0,1 | 220 |
| | | | femelle | 0,12 | 183 |
| Charadriiformes | | | Morse (*Odobenus rosmarus*), race de l'est de l'Arctique | | |
| Sterne pierregarin (*Sterna hirundo*) | 0,61 | 51 | mâle | 0,11 | 200 |
| Goéland argenté (*Larus argentatus*) | | | femelle | 0,11 | 200 |
| Mâle | 0,28 | 111 | Morse (*Odobenus rosmarus*), race de l'océan Pacifique | | |
| Femelle | 0,29 | 107 | mâle | 0,1 | 220 |
| Goéland à bec cerclé (*Larus delawarensis*) | | | femelle | 0,1 | 220 |
| Mâle | 0,17 | 182 | | | |
| Mouette tridactyle (*Rissa tridactyla*) | | | Ursidés | | |
| Mâle | 0,38 | 82 | Ours blanc (*Ursus maritimus*) | | |
| Petit Pingouin (*Alca torda*) | 0,32 | 97 | mâle | 0,12 | 183 |
| Guillemot marmette (*Uria aalge*) | | | | | |
| Mâle | 0,39 | 79 | | | |
| Femelle | 0,3 | 103 | | | |
| Guillemot de Brünnich (*Uria lomvia*) | 0,3 | 103 | | | |
| Guillemot à miroir (*Cepphus grylle*) | 0,4 | 78 | | | |
| Macareux moine (*Fratercula arctica*) | 0,39 | 79 | | | |
| Macareux huppé (*Fratercula cirrhata*) | 0,32 | 97 | | | |

[a] La concentration de référence est la concentration de méthylmercure dans les organismes aquatiques qui, lorsque consommée par la faune, n'est pas censée entraîner d'effets nocifs.

[b] L'US EPA a établi la susceptibilité au Hg comme suit : martin-pêcheur> loutre de rivière> plongeon = balbuzard = vison > pygargue à tête blanche.

[c] Valeurs de IA:PC provenant de CCME (1998)

## 11.0 LACUNES DANS LES DONNÉES

La recherche sur le méthylmercure est moins avancée que la recherche sur le mercure inorganique en raison des limitations passées en matière de collecte d'échantillons et d'analyse. Pour cette raison, il y a d'importantes lacunes dans les données. Nos connaissances sur les diverses variables environnementales qui influent sur le cycle du mercure, l'accumulation biologique et la toxicité sont également contradictoires. Il existe d'autres lacunes liées à un manque d'études essentielles portant sur la physiologie et la toxicité chez des espèces fauniques clés. De nouvelles études devront examiner plus à fond les éléments suivants :

- Influence de l'abondance et des types de COD sur la biodisponibilité du MeHg et son accumulation dans les organismes aquatiques.
- Concentrations alimentaires de sélénium assurant une protection, et contribution des processus internes de déméthylation à la protection des oiseaux et des mammifères piscivores.
- Taux d'absorption du MeHg présent dans les aliments naturels des espèces fauniques piscivores clés.
- Concentrations de Hg total mesurées avec celles de MeHg, afin que les différences entre les systèmes aquatiques puissent être liées de façon précise aux différences dans les concentrations de MeHg. Le fait de doser ensemble les deux espèces de mercure contribuera à mieux comprendre les données existantes, dont une bonne part n'a trait qu'au mercure total.
- Concentrations du MeHg dans la faune afin de pouvoir repérer les populations potentiellement à risque. L'analyse des plumes et des fourrures serait ici souhaitable, car elle permet de doser les résidus de mercure de façon non invasive.
- Concentrations de sélénium dans les échantillons de tissus, le plus souvent possible. Les efforts d'échantillonnage de la faune pour dosage du Se et du MeHg devraient être accompagnés d'analyses des aliments probables des animaux concernés.
- Établissement des DSENO en plus des DMENO pour des espèces mammaliennes et aviennes représentatives au moyen d'études de toxicité chronique.
- Effets d'une exposition chronique sur des espèces d'oiseaux piscivores comme les plongeons, les aigles et les balbuzards, si possible.
- Toxicité chronique pour la loutre de rivière. Ce type d'étude n'a jamais été effectué.
- Régimes alimentaires détaillés d'espèces fauniques clés. Les efforts d'échantillonnage de poissons sont fréquemment centrés sur des espèces pertinentes pour les consommateurs humains, mais qui peuvent être d'une importance négligeable pour la faune. **On doit aussi recueillir de l'information sur les petits poissons (<35 cm), les macro-invertébrés, les amphibiens et les reptiles.** Les facteurs saisonniers et spatiaux influant sur la prédation devraient être étudiés, et des méthodes permettant de décrire cette information de façon adéquate devraient être conçues. Des données additionnelles sur les cycles de vie des

espèces sont nécessaires pour caractériser entièrement la nature et l'étendue de l'exposition au MeHg. Certains facteurs qui compliquent les choses, comme les comportements migratoires et les différences dans la distribution des organismes et l'allocation des ressources selon le sexe, doivent être prises en considération.

- Au fur et à mesure que ces lacunes seront comblées, il deviendra possible d'extrapoler les effets du MeHg sur des individus (tels que décrits dans ce rapport) à ses effets sur des populations, des communautés et des écosystèmes entiers.

## 12.0 MISE EN ŒUVRE DE LA RECOMMANDATION

La mise en œuvre adéquate des recommandations visant les résidus dans les tissus (RRT) dans le cas des substances qui ont un fort potentiel de bioamplification dans les réseaux alimentaires exige la connaissance des éléments suivants : 1) espèces fauniques préoccupantes clés (celles qui sont le plus à risque), 2) ratios ingestion d'aliments:poids corporel et préférences alimentaires de ces espèces, et 3) classe de taille et niveau trophique des proies (aliments) de ces espèces. La mise en œuvre de la RRT pour le méthylmercure par les gestionnaires des risques peut s'avérer particulièrement délicate à cause de la toxicité de cette substance, de ses sources tant naturelles qu'anthropiques qui font qu'elle est très largement répandue, et de ses effets nocifs possibles dans les populations sauvages (Wren *et al.*, 1986 ; Wobeser *et al.*, 1976a,b ; G. Mierle, 1999, MOE, comm. pers.). La concentration de référence recommandée pour le méthylmercure est basse en partie à cause de la petite taille et du fort taux d'ingestion d'aliments de l'espèce avienne sur laquelle elle est fondée, soit l'Océanite de Wilson.

Pour protéger toutes les espèces fauniques, les RRT sont fondées sur le plus haut niveau trophique connu dans l'ensemble des milieux (CCME, 1998). Environnement Canada et le CCME encouragent les autorités à adapter les RRT aux particularités des milieux dont elles ont la responsabilité, mais à le faire avec prudence. Les RRT peuvent ainsi être modifiées quand certaines espèces protégées par une recommandation nationale ne sont pas présentes ou paraissent selon toute évidence être absentes dans les milieux considérés. Les recommandations peuvent aussi être modifiées quand une connaissance adéquate des facteurs influant sur la toxicité et la biodisponibilité peut le justifier. Par exemple, la dureté de l'eau et le COD réduisent la toxicité des métaux pour la vie aquatique dans certaines conditions, ce qui pourrait être pris en considération quand on veut modifier une recommandation. On trouve des précisions sur la modification des recommandations dans le document du CCME intitulé *Scientific and Technical Guidance on Water Quality Guideline Implementation* (sous presse). Après avoir fixé la concentration maximale de résidus dans les tissus pour un lieu donné, on doit veiller à ce que cet objectif soit respecté dans les organismes des tailles et niveaux trophiques appropriés consommés par les espèces fauniques.

### 12.1 Choix des espèces fauniques

La RRT pour le méthylmercure a été établie à partir de la dose journalière admissible la plus basse trouvée dans la littérature, soit celle pour le Canard colvert, et du ratio ingestion d'aliments:poids corporel le plus élevé chez les espèces fauniques, soit celui affiché par l'Océanite de Wilson (chapitre 10). Comme l'Océanite de Wilson est un oiseau marin, il n'est pas présent partout au pays et n'est donc pas représentatif pour les écosystèmes d'eau douce. De plus, les gros oiseaux, comme le Pygargue à tête blanche, qui affichent de faibles ratios ingestion d'aliments:poids corporel peuvent tolérer des aliments plus fortement contaminés que les petits oiseaux comme les sternes, qui consomment plus de nourriture par unité de poids corporel (ratios ingestion d'aliments:poids corporel élevés), toutes choses égales par ailleurs. C'est pourquoi nous présentons une liste de ratios ingestion d'aliments:poids corporel et des concentrations de référence correspondantes pour diverses espèces fauniques (tableau 12). On peut aussi modifier les concentrations de référence elles-mêmes, par exemple en utilisant le ratio ingestion d'aliments:poids corporel propre à l'espèce faunique visée dans un milieu donné.

### 12.2 Application de la RRT aux aliments de taille appropriée

Les espèces fauniques consomment des poissons proies de tailles différentes. Par exemple, le vison pêche habituellement des poissons de 15 à 20 cm de long, alors que le Grand Héron pêche des poissons de 20 à 25 cm de long. Généralement, les espèces fauniques ne consomment pas de poissons de plus de 35 cm (US EPA, 1997c). La bioaccumulation et le transfert du méthylmercure dans les chaînes alimentaires font que les plus gros poissons d'une espèce donnée renferment habituellement de plus fortes concentrations de cette substance que les plus petits poissons; ainsi, la RRT ou l'objectif propre à un site devraient être appliqués à la classe de taille des poissons proies consommés par l'espèce faunique préoccupante clé. Autrement, on pourrait tirer des conclusions erronées quant aux effets nocifs potentiels chez les espèces fauniques qui consomment des organismes aquatiques. Toutefois, certaines espèces se nourrissent d'animaux morts de tailles diverses dépassant parfois 35 cm. Ultimement, les concentrations de référence devraient être comparées aux concentrations mesurées dans l'ensemble des proies et autres aliments connus, quelles que soient leur classe de taille ou leur source.

### 12.3 Niveaux trophiques

Dans l'établissement d'un objectif pour les résidus dans les tissus propre à un endroit donné, on doit prendre en considération le niveau trophique des espèces proies pour assurer une protection adéquate de l'ensemble des espèces fauniques résidentes qui consomment des organismes aquatiques. Par exemple, un objectif propre à un site conçu pour protéger des animaux qui, comme le Garrot à œil d'or, consomment des espèces du niveau trophique 2 pourrait ne pas protéger des animaux qui, comme les cormorans, consomment des proies du niveau trophique 3. Les sections suivantes et les tableaux 10 et 11 fournissent des directives générales pour la mise en œuvre adéquate des RRT pour les substances qui sont bioaccumulées. La description des niveaux trophiques aquatiques présentée au tableau 13 (tiré de US EPA, 1995e) indique les types d'organismes aquatiques constituant chacun de ces niveaux trophiques ainsi que les espèces fauniques qui consomment les organismes de ces différents niveaux trophiques dans les eaux douces. On présente aussi au tableau 14 les habitudes alimentaires de divers consommateurs d'organismes aquatiques pour aider les responsables de l'application de la recommandation à choisir le niveau trophique auquel doit être appliquée la recommandation pour assurer une protection adéquate de l'espèce préoccupante clé (et donc de l'ensemble des espèces fauniques).

#### 12.3.1 Incertitudes dans l'assignation des niveaux trophiques

Un problème important lié aux niveaux trophiques mentionnés plus haut est que bon nombre d'espèces puisent leurs aliments à plus d'un niveau trophique. Les niveaux trophiques des plantes et des herbivores sont faciles à établir, mais il est difficile d'assigner les carnivores à des niveaux trophiques précis. Par exemple, le touladi consomme tant des invertébrés benthiques (niveau trophique 2) que des petits poissons (niveau trophique 3). Le vison consomme des rats musqués (qui se nourrissent principalement de végétation émergente appartenant au niveau trophique 1) ainsi que des ménés (niveau trophique 3) et un peu de doré jaune (niveau trophique 4). En général, plus les espèces sont proches du sommet d'une pyramide alimentaire, plus il est probable qu'elles se nourrissent de proies de plus d'un niveau trophique (US EPA, 1995e). Comme il est difficile d'assigner un niveau trophique unique aux

aliments de ces espèces, on a jugé préférable de classer ces espèces suivant le niveau trophique le plus élevé auquel elles puisent leurs proies.

Le même problème se présente quand on veut établir la chaîne ou le réseau alimentaire dont dépend une espèce faunique donnée dans un endroit donné. Dans l'analyse des chaînes alimentaires, on suppose généralement que les habitudes alimentaires sont assez constantes. Toutefois, les régimes alimentaires des animaux varient selon les saisons en raison des changements dans les besoins nutritionnels et la disponibilité des proies, de même que selon l'âge et la taille des organismes, les animaux de plus grande taille pouvant capturer de plus grosses proies. Ainsi, l'analyse de la chaîne ou du réseau alimentaire pour un organisme donné sur une courte période pourrait être trompeuse quant au potentiel de bioaccumulation et de bioamplification des contaminants sur de longues périodes.

Enfin, des écosystèmes d'un même type qui par ailleurs présenteraient les mêmes caractéristiques (p. ex. les lacs oligotrophes d'une taille donnée) peuvent abriter des réseaux trophiques et des nombres de niveaux trophiques jusqu'aux prédateurs du sommet de la pyramide alimentaire substantiellement différents selon leur histoire et les introductions et disparitions d'espèces qui peuvent y avoir eu lieu. Il a été démontré qu'une bonne part des différences importantes qui peuvent être observées d'un lac à l'autre dans les concentrations des contaminants chez les poissons d'une même espèce est attribuable à la longueur des chaînes alimentaires (Rasmussen *et al.*, 1990). Il est donc important de bien connaître les réseaux trophiques locaux quand on veut adapter les RRT à des endroits choisis.

### 12.3.2 Niveaux trophiques aquatiques de base

Le tableau 13 présente dans les grandes lignes les niveaux trophiques qu'on retrouve dans les eaux douces. On y indique sommairement les organismes constituant chaque niveau trophique et leur régime alimentaire. Ce tableau ne peut toutefois remplacer les résultats d'une analyse précise du réseau alimentaire d'un site donné.

### 12.3.3 Niveaux trophiques des aliments d'espèces représentatives

Le tableau 14 présente de l'information sur les habitudes alimentaires et les niveaux trophiques des aliments de diverses espèces dans les écosystèmes d'eau douce et les écosystèmes marins. Comme le tableau 13, ce tableau ne vaut qu'à titre indicatif et ne peut remplacer les résultats d'une analyse précise du réseau alimentaire d'un site donné.

**Tableau 13. Niveaux trophiques aquatiques de base en eau douce (US EPA, 1995e).**

| Niveau trophique | Organismes | Exemples |
|---|---|---|
| **1** | **Producteurs primaires** | |
| | Phytoplancton | Algues unicellulaires flottant librement. |
| | Périphyton | Algues fixées à divers substrats (p. ex. roches, boue, surfaces de macrophytes aquatiques). |
| | Macrophytes émergents | Plantes de marais enracinées près des rives, dont les feuilles et les tiges sont exposées (p. ex. quenouilles et scirpes). |
| | Macrophytes flottants | Plantes supérieures flottant librement et non enracinées (p. ex. lenticule mineure, potamot, jacinthe d'eau). |
| | Macrophytes submergés | Plantes supérieures enracinées à un substrat près des rives, mais entièrement submergées (p. ex. *Hydrilla*). |
| | Détritus | Matière particulaire provenant de plantes et d'animaux morts et en décomposition, qui peut flotter ou se déposer au fond. |
| **2** | **Herbivores et détritivores** | |
| | Planctonophages | En général, zooplancton filtrant le phytoplancton et les détritus et bactéries flottants dans la colonne d'eau. |
| | Anostracés | Branchipes |
| | Conchostracés | *Lynceus* |
| | Cladocères | Puces d'eau (p. ex. *Daphnia*) |
| | Copépodes | Cyclopes |
| | Diptères | Larves aquatiques de plusieurs espèces de mouches et moucherons. |
| | Bivalves | Moules et anodontes. |
| | Consommateurs de périphyton et de macrophytes | Invertébrés herbivores se nourrissant de périphyton (et de ses détritus) à la surface des plantes et d'autres substrats aquatiques, ou se nourrissant d'algues macroscopiques et de plantes supérieures. |
| | Amphipodes | Gammares |
| | Décapodes | Écrevisses |
| | Coléoptères | Haliplidés |
| | Diptères | Larves aquatiques de mouches et de moucherons. |

| Niveau trophique | Organismes | Exemples |
|---|---|---|
| | Lépidoptères | Chenilles de papillons de jour et de nuit. |
| | Gastéropodes | Escargots |
| | Amphibiens | Têtards, larves de tritons |
| | Poissons osseux | Plusieurs espèces, dont le cisco, l'alose et la carpe. |
| | Détritivores | Se nourrissent de débris organiques qu'ils prennent sur les substrats ou obtiennent par filtration. |
| | Copépodes | Copépodes |
| | Ostracodes | « Crevettes à forme de graine » (*seed shrimp*) |
| | Amphipodes | *Pontoporeia*, gammares |
| | Diptères | Larves aquatiques de moucherons et de plusieurs espèces de mouches. |
| | Décapodes | Palaemonetes |
| 3 | **Petits carnivores** | |
| | Invertébrés carnivores | |
| | Cladocères | *Leptodora* spp., *Polyphemus* spp. |
| | Mysidacés | *Mysis* spp. |
| | Coléoptères | Dytiques |
| | Hemiptères | Insectes aquatiques comme les punaises d'eau, les corises et les patineurs. |
| | Odonates | Libellules et demoiselles – larves et adultes. |
| | Ephéméroptères | Larves de certaines éphémères. |
| | Invertébrés omnivores | De nombreux groupes d'invertébrés comprennent des espèces se nourrissant de matières tant végétales qu'animales ou présentant des habitudes alimentaires très variées. L'un des groupes les plus répandus est celui des Trichoptères (ou phryganes). Ce groupe comprend de nombreuses espèces omnivores, mais certaines espèces sont exclusivement des brouteurs, des racleurs, des suspensivores, des filtreurs ou des carnivores. |
| | Petits vertébrés carnivores | Espèces se nourrissant de zooplancton et d'invertébrés benthiques. |

| Niveau trophique | Organismes | Exemples |
|---|---|---|
| | Poissons | Poissons proies comprenant des ménés (jusqu'à 5 à 6 cm), des umbres, des dards, des fondules, des épinoches, des naseux de rapides, des choquemorts, des meuniers, des gaspareaux, des éperlans, des chabots, des cyprins, des mariganes, des barbottes, des crapets-soleils, des malachigans, des perchaudes (jusqu'à 4 ans) et des carpes. |
| **4** | **Gros carnivores** | |
| | Poissons prédateurs | Les plus gros carnivores peuvent se nourrir de plus petits carnivores, mais ils ont également tendance à se nourrir des plus grandes espèces herbivores. Dans les écosystèmes aquatiques d'eau douce, les plus gros carnivores sont exclusivement des poissons. Parmi les poissons clés de cette catégorie, on compte des truites (en particulier celles dépassant 30 cm), des saumons, le doré jaune, la sauvagesse du nord (> 30 cm), la lotte (> 50 cm), le brochet d'Amérique et le brochet maillé, le saumon coho, l'omble chevalier (> 20 cm), la barbue de rivière (> 45 cm), des lépisostés, et le grand brochet. |

**Tableau 14. Habitudes alimentaires et niveaux trophiques des aliments de reptiles, amphibiens, oiseaux et mammifères représentatifs dans les écosystèmes d'eau douce.**

| Espèces | Niveau trophique des aliments des espèces | Habitudes alimentaires |
|---|---|---|
| **Amphibiens** | | |
| Grenouilles | 2 | Les grenouilles attrapent des insectes provenant des chaînes alimentaires terrestre ou aquatique. |
| Salamandres | 2 | Les salamandres adultes et les larves sont carnivores. |
| Necture tacheté | 2 | Le necture tacheté consomme des vers, des écrevisses, des insectes et des petits poissons. |
| **Reptiles** | | |
| Serpents d'eau | 3 | Les serpents d'eau consomment principalement des petits poissons et des grenouilles. |
| Chélydre serpentine | 3 | La chélydre serpentine s'alimente principalement d'invertébrés aquatiques, de petits poissons, et d'amphibiens. |
| Tortue peinte de l'Est | 2 | La tortue peinte de l'Est s'alimente d'insectes, d'escargots et de morceaux de nénuphars. |
| **Oiseaux** | | |
| Goéland argenté | 4 | Le Goéland argenté fréquente des zones côtières très variées, qui comprennent des habitats d'eau douce aussi bien que des milieux marins. Il est extrêmement opportuniste sur le plan de l'alimentation et consomme une grande variété d'aliments, selon leur disponibilité, parmi lesquels on trouve des poissons, des calmars, des crustacés, des mollusques, des vers, des insectes, des petits mammifères et des oiseaux, des petits et des œufs de canards, de goélands et de mouettes, ainsi que des ordures. Les poissons dulcicoles habituellement classés dans le troisième niveau trophique (jusqu'à 23 cm de long, comme les petits malachigans, le gaspareau et l'éperlan) constituent une part importante de l'alimentation dans la plupart des populations de Goéland argenté, mais il attrape aussi quelques poissons du quatrième niveau trophique. Le poisson constitue environ 75 % de son alimentation. |
| Pygargue à tête blanche | 4 | Le Pygargue à tête blanche fréquente habituellement les zones côtières, les lacs et les rivières. Il consomme des poissons morts ou malades dans la plus grande partie de son aire de répartition, mais il pêche également les poissons vivants qui nagent près de la surface et attrape souvent des mammifères et des oiseaux. De façon générale, on peut dire du Pygargue à tête blanche que c'est un prédateur opportuniste qui se nourrit des ressources les plus abondantes et les plus faciles à exploiter. Le Pygargue à tête blanche est capable d'attraper et de transporter des proies d'une taille relativement grande (d'une longueur > 60 cm), comme le brochet maillé, la lotte et le touladi. |
| Martin-pêcheur d'Amérique | 3 | On trouve habituellement le Martin-pêcheur d'Amérique près des cours d'eau ainsi qu'au bord des lacs et des étangs. On le trouve aussi couramment près de la mer et des estuaires. Le Martin-pêcheur se nourrit principalement de poisson, mais il |

| Espèces | Niveau trophique des aliments des espèces | Habitudes alimentaires |
|---|---|---|
| | | consomme parfois une grande quantité d'écrevisses. Les plus gros poissons qu'il pêche mesurent habituellement moins de 18 cm, la longueur moyenne de ses prises se situant plutôt autour de 5 à 8 cm. À notre connaissance, les espèces pêchées par le Martin-pêcheur d'Amérique en eau douce comprennent l'omble de fontaine, des chabots, le naseux noir, le mulet à cornes, le méné à nageoires rouges, des dards, l'épinoche à cinq épines, le ventre rouge du nord, le tête-de-boule et des meuniers. |
| Balbuzard pêcheur | 3 | Le Balbuzard pêcheur vit près d'eaux salées ou d'eaux douces et se nourrit presque exclusivement de poisson. On a toutefois remarqué qu'il attrapait parfois d'autres proies, parmi lesquelles on trouve des oiseaux, des grenouilles et des crustacés. Chez les poissons dulcicoles, il pêche l'alose à gésier, la perchaude, et les salmonidés. La plupart des poissons pêchés par le balbuzard mesurent entre 10 et 35 cm. |
| Goéland à bec cerclé | 3 | Bien qu'il soit de taille plus petite, le Goéland à bec cerclé fréquente le même type d'habitat que le Goéland argenté. Généraliste et opportuniste en ce qui concerne son alimentation, il consomme une grande quantité de poisson ainsi qu'une quantité importante d'invertébrés terrestres, aquatiques et aériens. Une étude effectuée dans les Grands Lacs a révélé que le Goéland à bec cerclé se nourrissait principalement d'éperlans, de gaspareaux et d'épinoches. Il consomme également des lombrics, des éphéméroptères (éphémères), des homoptères (cigales), des coléoptères, et des diptères (moucherons de la famille des chironomidés). |
| Bihoreau gris | 3 | Le Bihoreau gris niche dans une grande variété d'habitats d'eau douce, saumâtre ou salée. Il est considéré comme un prédateur généraliste et opportuniste, consommant principalement des poissons, des amphibiens et des insectes (coléoptères, mouches et larves de libellules) dans les eaux douces, mais aussi des mollusques, des araignées, des petits mammifères (des campagnols par exemple), ainsi que des oiseaux et des œufs. Des poissons mesurant jusqu'à 17 cm ont déjà été pêchés par le Bihoreau gris, parmi lesquels des merlans, des harengs, des carpes, des brochets, des meuniers, des barbottes, des achigans, des perches, des aloses à gésier, des gaspareaux et des anguilles. |
| Sterne pierregarin | 3 | La Sterne pierregarin niche habituellement sur des îles ou des plages côtières. Elle cherche sa nourriture en bande dans des bancs de petits poissons, le poisson constituant plus de 90 % de son alimentation. En second lieu, elle s'alimente de crustacés et d'insectes. En eau douce, on a observé des Sternes pierregarins pêchant le gaspareau, l'éperlan, le ventre-pourri, le méné à nageoires rouges, le méné émeraude et l'omisco. |
| Sterne de Forster | 3 | La Sterne de Forster se reproduit dans les marais d'eau douce et d'eau salée, ainsi que sur les berges marécageuses des lacs et des étangs. Il existe peu de données sur les préférences alimentaires de la Sterne de Forster, mais on sait qu'elle mange |

| Espèces | Niveau trophique des aliments des espèces | Habitudes alimentaires |
|---|---|---|
| | | des insectes en survolant les marécages et qu'elle consomme aussi des poissons. Les jeunes sont nourris presque exclusivement avec des ménés. La Sterne de Forster consomme aussi des grenouilles, des poissons morts, et parfois des œufs de Foulque d'Amérique. |
| Sterne caspienne | 3 | La Sterne caspienne se reproduit sur les plages de sable ou de cailloux, les bancs de coquilles, et parfois dans les marais d'eau douce ou salée. Elle pêche surtout des poissons, mais mange aussi des crustacés à l'occasion. Parmi les espèces de poisson, elle consomme le gaspareau, l'éperlan, la perchaude, le crapet-soleil et le crapet de roche. Les poissons pêchés par la Sterne caspienne mesurent habituellement de 10 à 12 cm. |
| Guifette noire | 3 | La Guifette noire fait son nid dans les marais d'eau douce peu profonds. Pendant la saison de reproduction, elle s'alimente surtout d'insectes, consommant des libellules, des papillons de nuit, des sauterelles et des grillons, des coléoptères, des araignées, des scorpions d'eau, des éphémères et des phryganes, et de petites quantités de larves, de petits poissons, de mollusques et d'écrevisses. |
| Cormoran à aigrettes | 3 | Le cormoran à aigrettes fréquente les côtes, les baies, les estuaires, les îles maritimes, les lacs d'eau douce et leurs îles, les étangs, les cours d'eau, les bourbiers et les marécages. Son régime alimentaire est surtout constitué de poissons qui se rassemblent en banc, mais peut comporter certains petits invertébrés. Le cormoran à aigrettes attrape souvent des petits poissons proies, comme des épinoches, des chabots et la lotte, et il pêche aussi la perchaude, le meunier noir, et le cisco. La plupart des poissons pêchés mesurent entre 12 et 15 cm. |
| Grand Harle et Harle d'Amérique | 3 | Certains considèrent le Harle d'Amérique comme une sous-espèce du Grand Harle. On trouve habituellement le Grand Harle dans une grande variété d'habitats d'eau douce froide ou chaude dégagés, parmi lesquels on compte des fleuves et des rivières, des étangs, des lacs et des baies intérieures. Dans les habitats fluviaux, on a constaté chez lui une préférence pour les truites et les jeunes saumons, alors que sur les plans d'eau plus vastes, il trouve sa nourriture dans les gros bancs de poisson proie. On a constaté que les harles fréquentant les lacs et les cours d'eau attrapaient des petits salmonidés et des chabots dont la taille varie de petite à moyenne (longueur de 3 à 12 cm). |
| Harle huppé | 3 | Le Harle huppé a des mœurs nettement plus marines que le Grand Harle. Pendant la saison de reproduction, il fréquente tant les eaux intérieures que la côte et les îles maritimes. Pendant les autres saisons, il fréquente plutôt les eaux à marée et les milieux marins côtiers. Dans les habitats d'eau douce, le Harle huppé mange des œufs de saumon, des salmonidés, des épinoches, des chabots, des schizopodes (crustacés) et des larves de phryganes. |
| Grand Héron | 3 | On trouve le Grand Héron dans une grande variété d'habitats d'eau douce ou de milieux marins, qui comprennent des lacs et des cours d'eau, des marais saumâtres, des lagunes, des |

| Espèces | Niveau trophique des aliments des espèces | Habitudes alimentaires |
|---|---|---|
| | | mangroves et des milieux humides côtiers. On l'aperçoit souvent dans la zone intertidale et sur les flèches de sable, et il cherche parfois sa nourriture dans les prairies humides, les prés et d'autres habitats terrestres. Les poissons sont les proies qu'il préfère, mais il consomme également des amphibiens, des reptiles, des crustacés, des insectes, des oiseaux et des mammifères. La plupart des poissons qu'il attrape sont du troisième niveau trophique (des barbottes, des ménés, des perches, des meuniers, des achigans, des harengs, des petits brochets) et mesurent moins de 25 cm. |
| Plongeons | 3 | Les plongeons se nourrissent principalement de petits poissons du troisième niveau trophique. |
| Grèbe élégant | 3 | Le régime alimentaire du Grèbe élégant comprend des invertébrés aquatiques des niveaux trophiques 2 et 3, ainsi que des petits poissons mesurant entre 3 et 20 cm. |
| Petit Fuligule | 2 | On trouve le Petit Fuligule autour des lacs et des baies de vaste étendue pendant l'automne et l'hiver, et il fréquente souvent des plans d'eau plus petits au printemps. La plupart des populations s'alimentent principalement de petits invertébrés tout au long de l'année. Les proies les plus courantes sont des escargots, des bivalves, des amphipodes, des moucherons, des chironomes et des sangsues. Au printemps et en été, les femelles couveuses et les canetons consomment des proies appartenant de façon générale au deuxième niveau trophique. |
| Garrot à œil d'or | 2 | Pendant l'été, alors qu'il fréquente les lacs intérieurs, le Garrot à œil d'or consomme surtout des invertébrés aquatiques (75 %) et des végétaux (25 %). |
| Canard colvert | 2 | Le Canard colvert préfère les milieux humides et les rivières naturels des basses terres aux réservoirs et aux petits étangs de fermes. Il se nourrit principalement de graines de plantes aquatiques et de céréales cultivées, mais consomme aussi des invertébrés aquatiques, surtout pendant la saison de reproduction. Pendant l'été, les invertébrés aquatiques constituent 80 % à 90 % de son alimentation. |
| Oie des neiges | 1 | L'Oie des neiges est presque exclusivement herbivore toute l'année. |
| Bernache du Canada | 1 | La Bernache du Canada est presque exclusivement herbivore toute l'année. Elle consomme des plantes de milieux humides et de milieux terrestres. |
| Canard noir | 1 | L'alimentation du Canard noir dans les habitats d'eau douce, au printemps et en été, est constituée à 80 % de plantes aquatiques. |
| **Mammifères** | | |
| Loutre de rivière | 4 | La loutre de rivière vit presque uniquement dans l'eau et on la trouve dans les zones côtières riches en ressources alimentaires, dans les cours inférieurs des fleuves et des rivières, dans les estuaires, les voies navigables non polluées, les lacs et les cours d'eau qui alimentent des rivières et des fleuves, ainsi que dans les zones encore peu affectées par l'activité humaine. Elle se nourrit surtout de poisson, mais il lui |

| Espèces | Niveau trophique des aliments des espèces | Habitudes alimentaires |
|---|---|---|
| | | arrive de consommer des crustacés, des insectes aquatiques (p. ex. des larves de perles, des coléoptères aquatiques), des amphibiens, des insectes terrestres, des oiseaux (p. ex. des canards), des mammifères et des tortues. Les loutres consomment surtout des poissons du troisième niveau trophique, comme des meuniers, des umbres de vase, des ménés, des dards, et des carpes. Elles attrapent aussi des perches et des dorés jaunes du niveau 4 à l'occasion, mais très peu de truites et de lottes. La longueur moyenne des poissons capturés par la loutre de rivière est d'environ 13 cm. |
| Phoque commun | 4 | On trouve au Canada une certaine quantité de phoques communs en eau douce. On a rapporté qu'ils étaient en train d'épuiser les stocks de touladis âgés au Québec, mais tous les poissons pêchés mesuraient moins de 55 cm. |
| Vison | 3 | Le vison est associé à des habitats aquatiques de toutes sortes, qui comprennent des plans d'eau dégagés comme les fleuves et les rivières, les ruisseaux, les lacs et les fossés, aussi bien que des marécages, des marais et des eaux dormantes. En ce qui concerne l'alimentation, le vison est généraliste et opportuniste, consommant les proies les plus abondantes localement. Le régime alimentaire du vison est principalement constitué de proies reliées aux écosystèmes aquatiques, comme des écrevisses, des grenouilles, des poissons, le rat musqué et la sauvagine. Ses proies terrestres sont les musaraignes, les souris et les campagnols. Les poissons qu'il consomme comprennent des truites, des chabots, des naseux noirs, des mulets à cornes, des meuniers, des dards, et des ventres rouges du nord mesurant moins de 18 cm. |
| Raton laveur | 2 | On trouve le raton laveur dans pratiquement tous les habitats aquatiques, particulièrement dans les marécages à feuillus, les mangroves, les forêts inondables et les marais d'eau douce et d'eau salée. Le raton laveur consomme moins de poisson que la loutre de rivière ou le vison. Il mange une grande quantité de fruits et de noix ainsi que des invertébrés aquatiques. Son régime alimentaire contient rarement des poissons du troisième niveau trophique. |

## 13.0 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES


Abernathy, A.R., et P.M. Cumbie. 1977. Mercury accumulation by largemouth bass *(Micropterus salmoides)* in recently impounded reservoirs. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 17: 595-602.

Accord Canada-Manitoba sur le mercure. 1987. Rapport sommaire. Accord Canada-Manitoba sur l'étude et la surveillance de la pollution par le mercure dans le réseau de dérivation du fleuve Churchill. Rapport conjoint d'Environnement Canada et Environnement, Sécurité et Hygiène du travail Manitoba. Winnipeg, Manitoba. xiii - 75 pp. + cartes.

Aceto, M., A.M. Foglizzo, E. Mentasti, G. Sacchero et C. Sarzanini. 1995. Mercury speciation in biological samples. Intern. J. Environ. Anal. Chem. 60: 1-3.

ADI Nolan Davis INC. 1994. Limnology and fisheries studies at Wreck Cove Reservoir. Nova Scotia Power Inc. Sydney, Nouvelle-Écosse. No. 24-3117-023-1.

AEC (Alberta Environmental Centre). 1989. A five-year study of mercury in fish from a newly formed reservoir (Gleniffer Lake, Alberta). Alberta Environmental Centre, Vegreville, Alberta. 24 pp., AECV89-R4.

AEC. 1993. Oldman River Dam: Mercury in fish-Interim report 1993. Alberta Environmental Centre, Vegreville, Alberta. 13 pp., AECV94-R9.

AEP (Alberta Environmental Protection). 1992. Mercury and its compounds in the environment: their chemistry, toxicology and human health hazards with special reference to Alberta. Draft Criteria Document. Standards Research and Development Branch. Environmental Assessment Division. Edmonton, Alberta, 8 Chapters.

Allard, M., et P.M. Stokes. 1989. Mercury in crayfish species from thirteen Ontario lakes in relation to water chemistry and smallmouth bass *(Micropterus dolomieui)* mercury. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46: 1040-1046.

Amyot, M., G. Mierle, D.R.S. Lean et D.J. McQueen. 1994. Sunlight-induced formation of dissolved gaseous mercury in lake waters. Environ. Sci. Technol. 28(13): 2366-2371.

Anderson, A. 1979. Mercury in soils. In: The biogeochemistry of mercury in the environment, J.O. Nriagu, ed. Elsevier/North-Holland Biomedical Press, New York. pp. 79-112.

Anderson, M.R., D.A. Scruton, U.P. Williams et J.F. Payne. 1995. Mercury in fish in the Smallwood Reservoir, Labrador, twenty-one years after impoundment. Water Air Soil Pollut. 80: 927-930.

Andersson, I., H. Parkman et A. Jernelov. 1990. The role of sediments as sink or source for environmental contaminants- a case study of mercury and chlorinated organic compounds. Limnologica 20: 347-359.

Armstrong, J.E. 1946. Geology and mineral deposits of northern British Columbia west of the Rocky Mountains. Dept. of Mines and Resources. Geological Survey Bulletin No. 5, 46 pp.

Aulerich, R.J., R.K. Ringer et S. Iwamoto. 1974. Effects of dietary mercury on mink. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2: 43-51.

Back, R.C., et C.J. Watras. 1995. Mercury in zooplankton of northern Wisconsin lakes: taxonomic and site-specific trends. Water Air Soil Pollut. 80: 931-938.

Bailey, H.S. 1985. 1983 Toxic Chemical Survey: a survey of nine impoundments in the Saint John River Basin. Environment Canada. Moncton, Nouveau-Brunswick. pp. 1-40.

Barr, J.F. 1986. La dynamique des populations de huards à collier *(Gavia immer)* et les eaux contaminées au mercure dans le nord-ouest de l'Ontario. Service canadien de la faune. Publication hors série 56. 28 pp.

Bélanger, D., et N. Larivière. 1997. Développement et validation de biomarqueurs d'effets physiopathologiques précoces chez certains piscivores relativement à leur exposition au méthylmercure. Rapport final. Faculté de médecine vétérinaire, Université de Montréal. 105 pp. + annexes.

Betti, C., T. Davini et R. Barale. 1992. Genotoxic activity of methyl mercury chloride and dimethyl mercury in human lymphocytes. Mutat. Res. 281(4): 255-260.

Bishop, C.A., M.D. Koster, A.A. Chek, D.J.T. Hussell et K. Jock. 1995. Chlorinated hydrocarbons and mercury in sediments, red-winged blackbirds *(Agelaius phoeniceus)* and tree swallows *(Tachycineta bicolor)* from wetlands in the Great Lakes-St. Lawrence River Basin. Environ. Toxicol. Chem. 14: 491-501.

Bleavins, M.R., et R.J. Aulerich. 1981. Feed consumption and food passage in mink *(Mustela vison)* and European ferrets *(Mustela putorius furo)*. Lab. Animal Sci. 31: 268-269.

Bloom, N.S. 1989. Determination of picogram levels of methylmercury by aqueous phase ethylation, followed by cryogenic gas chromatography with cold vapour atomic fluorescence detection. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46: 1131-1140.

Bloom, N. S. 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 1010-1017.

Bloom, N.S., et C.J. Watras. 1989. Observations of methylmercury in precipitation. Sci. Total Environ. 87/88: 199-207.

Blum, J.E., et R. Bartha. 1980. Effect of salinity on methylation of mercury. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 25: 404-408.

Bodaly, R.A., et R.E. Hecky. 1979. Post-impoundment increases in fish mercury levels in the Southern Indian Lake reservoir, Manitoba. Can. Fish. Mar. Serv. MS Rep. 1531.

Bodaly, R.A., R.E. Hecky et R.J.P. Fudge. 1984. Increases in fish mercury levels in lakes flooded by the Churchill River Diversion, Northern Manitoba. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 682-691.

Bodaly, R.A., J.W.M. Rudd, R.J.P. Fudge et C.A. Kelly. 1993. Mercury concentrations in fish related to size of remote Canadian Shield lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 980-987.

Bonin, J., J.-L. Desgranges, C.A. Bishop, J. Rodrigue, A. Gendron et J.E. Elliott. 1995. Comparative study of contaminants in the mudpuppy (Amphibia) and the common snapping turtle (Reptilia), St. Lawrence River, Canada. Arch. Environ. Contam. 28: 184-194.

Borg, K., K. Erne, E. Hanko et H. Wanntorp. 1970. Experimental secondary methylmercury poisoning in the Goshawk (*Accipiter g. gentilis* L.). Environ. Pollut. 1: 91-104.

Borgmann, U., et D. M. Whittle. 1991. Contaminant concentration trends in Lake Ontario lake trout *(Salvelinus Namaycush)*. J. Great Lakes Res. 17: 368-381.

Bornhausen, M., H.R. Musch et H. Greim. 1980. Operant behavior performance changes in rats after prenatal methylmercury exposure. Toxicol. Appl. Pharmacol. 56: 305-310.

Boudou, A., et F. Ribeyre. 1985. Experimental study of trophic contamination of *Salmo gairdneri* by two mercury compounds - $HgCl_2$ and $CH_3HgCl$ - analysis at the organism and organ levels. Water Air Soil Pollut. 26: 137-148.

Boudou, A., M. Delnomdedieu, D. Georgescauld, F. Ribeyre et E. Saouter. 1991. Fundamental roles of biological barriers in mercury accumulation and transfer in freshwater ecosystems (analysis at organism, organ, cell and molecular levels). Water Air Soil Pollut. 56: 807-822.

Braune, B.M. 1987a. Mercury accumulation in relation to size and age of Atlantic herring *(Clupea harengus harengus)* from the Southwestern Bay of Fundy, Canada. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 311-320.

———. 1987b. Comparison of total mercury levels in relation to diet and molt for nine species of marine birds. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 217-224.

Braune, B.M., et D.E. Gaskin. 1987. Mercury levels in Bonaparte's gulls *(Larus philadelphia)* during autumn molt in the Quoddy Region, New Brunswick, Canada. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 539-549.

Bruce, W.J., et K.D. Spencer. 1978. Mercury levels in Labrador fish, 1977-78. Technical Report #111. Department of Fisheries and Oceans. St. John's, Terre-Neuve.

Bruce, W.J., K.D. Spencer et E. Arsenault. 1979. Mercury content data for Labrador fishes, 1977-78. Fisheries and Marine Service Data Report 142.

Burbacher, T.M., C. Monnett, L.S. Grant et N.K. Mottet. 1984. Methylmercury exposure and reproductive dysfunction in the nonhuman primate. Toxicol. Appl. Pharmacol. 75: 18-24.

Cabana, G., et J.B. Rasmussen. 1994. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. Nature 372: 255-257.

Cabana, G., A. Tremblay, J. Kalff et J.B. Rasmussen. 1994. Pelagic food chain structure in Ontario lakes: a determinant of mercury levels in lake trout *(Salvelinus namaycush)*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 381-389.

Caurant, F., M. Navarro et J.-C. Amiard. 1996. Mercury in pilot whales: possible limits to the detoxification process. Sci. Tot. Environ. 186: 95-104.

Cavalli, S., et N. Cardellicchio. 1995. Direct determination of seleno-amino acids in biological tissues by anion-exchange separation and electrochemical detection. J. Chromatog. 706(A): 429-436.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1993. Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux : protection des utilisations agricoles. Annexe XV. Dans Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement (CCMRE), éd. CCMRE, Ottawa, Ontario.

———. (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1998. Protocole d'élaboration de recommandations pour les résidus dans les tissus en vue de protéger les espèces fauniques consommant le biote aquatique au Canada. CCME, Winnipeg, Manitoba et Environnement Canada, Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Ottawa, Ontario.

Chamberland, G., D. Bélanger, A. Dallaire, J.S. Blais, L. Vermette et N. Larivière. 1996. Urinary protein excretion of semidomesticated mink in a chronic methylmercury study. J. Toxicol. Environ. Health 47: 285-297.

Chang, L.W. 1979. Pathological effects of mercury poisoning. In: The biogeochemistry of mercury in the environment, J.O. Nriagu, ed. Elsevier/North-Holland Biomedical Press. New York. pp. 519-580.

Chang, L.W., et Z. Annau. 1984. Developmental neuropathology and behavioral teratology of methylmercury. In: Neurobehavioral Teratology, J. Yanai, ed. Elsevier, Amsterdam. pp. 405-432.

Chang, L.W., S. Yamachghi et A.W.J. Dudley. 1974. Neurological changes in cats following long-term diet of mercury contaminated tuna. Acta Neuropathol. (Berl) 27: 171-176.

Charbonneau, S.M., I.C. Munro, E.A. Nera *et al.* 1976. Chronic toxicity of methylmercury in the adult cat. Toxicology. 5: 337-349.

Clarkson, T.W. 1994. The toxicology of mercury and its compounds. Chapter VIII.1. In: Mercury pollution: Integration and synthesis, C.J. Watras and J.W. Huckabee, eds. Lewis Publishers, États-Unis. pp. 631-641.

CMI (Commission mixte internationale). 1990. Production, usage and atmosphere emissions of 14 priority toxic chemicals. Annexe 2 des actes de l'atelier sur les dépôts atmosphériques dans les Grands Lacs, 29-31 octobre 1986.

Codex Alimentarius. 1998. General Standard for Contaminants in Foods. Food and Safety Information Centre, DLO-State Institute for Quality Control of Agricultural Products. Wageningen, Pays-Bas.

Cope, W.G., J.G. Weiner et R.G. Rada. 1990. Mercury accumulation in yellow perch in Wisconsin seepage lakes: relation to lake characteristics. Environ. Toxicol. Chem. 9: 931-940.

Coquery, M., et P.M. Welbourn. 1995. The relationship between metal concentration and organic matter in sediments and metal concentration in the aquatic macrophyte *Eriocaulon septangulare*. Water Res. 29(9): 2094-2102.

Cossa, D., et J.-G. Rondeau. 1985. Seasonal, geographical and size-induced variability in mercury content of *Mytilus edulis* in an estuarine environment: a re-assessment of mercury pollution level in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. Mar. Biol. 88: 43-49.

Cossa, D., M. Coquery, C. Gobeil et J.M. Martin. 1996. Mercury fluxes at the ocean margins. In: Regional and global mercury cycles: Sources, fluxes and mass balances, W. Baeyens, ed. Kluwer Publ. pp. 229.

Costa, M., N.T. Christie, O. Cantoni, J.T. Zelikoff, X.W. Wang et T.G. Rossman. 1991. DNA damage by mercury compounds: An overview. In: Advances in mercury toxicity, T. Suzuki, N. Imura, and T.W. Clarkson, eds. Plenum Press, New York, NY. pp. 255-273.

Cox, M.F., H.W. Holm, H.J. Kania et R.L. Knight. 1975. Methylmercury and total mercury in selected stream biota. In: Trace substances in environmental health, IX., D.D. Hemphill, ed. Univ. Missouri, Columbia, MO. pp. 151-155.

Craig, P.J., et P.D. Bartlett. 1978. The role of hydrogen sulphide in environmental transport of mercury. Nature (Lond.). 275: 635-637.

Crowder, A. 1991. Acidification, metals and macrophytes. Environ. Pollut. 71: 171-203.

Cuvin-Aralar, M.L.A., et R.W. Furness. 1991. Mercury and selenium interaction: a review. Ecotoxicol. Environ. Safety. 21: 348-364.

Czuba, M., et D.C. Mortimer. 1980. Stability of methyl-mercury and inorganic mercury in aquatic plants *(Elodea densa)*. Can. J. Bot. 58: 316-320.

Davis, R.B., D.S. Anderson et F. Berge. 1985. Palaeolimnological evidence that lake acidification is accompanied by loss of organic matter. Nature (Lond.) 316: 436-438.

De Flora, S., C. Bennicelli et M. Bagnasco. 1994. Genotoxicity of Mercury Compounds. A Review. Mutation Research, Elsevier Science B.V. 317: pp. 57-79.

Desgranges, J.-L., J. Rodrigue, B. Tardif et M. Laperle. 1998. Breeding success of ospreys under high seasonal methylmercury exposure, Ch. 6.2. In: Mercury in natural environments and hydroelectric reservoirs of northern Québec (Canada). M. Lucotte, ed. Hydro-Québec, Environment Canada, Montréal. pp. 274-280.

Dietz, R., C.O. Nielsen, M.M. Hansen et C.T. Hansen. 1990. Organic mercury in Greenland birds and mammals. Sci. Tot. Environ. 95: 41-51.

D'Itri, F.M. 1972. The environmental mercury problem. CRC Press. Inc., Boca Raton, Fla.

———. 1991. Mercury contamination- what we have learned since minamata. Environ. Mon. Assess. 19: 165-182.

Douglas, J. 1991. Mercury in the environment. EPRI Journal. December: 4-11.

Driscoll, C.T., C. Yan, C.L. Schofield, R.K. Munson et J.G. Holsapple. 1994. The mercury cycle and fish in the Adirondack lakes. Environ. Sci. Technol. 28(3): 136A-143A.

Drummond, R.A., G.F. Olson et A.R. Batterman. 1974. Cough response and uptake of mercury by brook trout, *Salvelinus fontinalis,* exposed to mercuric compounds at different hydrogen-ion concentrations. Trans. Amer. Fish. Soc. 103: 244-249.

Eaton, R.D.P., D.C. Secord et P. Hewitt. 1980. An experimental assessment of the toxic potential of mercury in ringed-seal liver for adult laboratory cats. Toxicol. Appl. Pharmacol. 5: 514-521.

Eccles, C.U., and Z. Annau. 1987. Prenatal exposure to methylmercury. In: The toxicity of methylmercury, C.U. Eccles and Z. Annau, eds. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD. pp. 114-130.

Eisler, R. 1987. Mercury hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. Biol. Report 85(1.10), Contaminant Hazard Reviews No. 10, U.S. Dept. of Interior, Fish & Wildlife Service. Washington DC. 90 pp.

Elliott, J.E., A.M. Scheuhammer, F.A. Leighton et P.A. Pearce. 1992. Heavy metal and metallothionein concentrations in Atlantic Canadian seabirds. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 22: 63-73.

Elliott, J.E., R.J. Norstrom et G.E.J. Smith. 1996. Patterns, trends, and toxicological significance of chlorinated hydrocarbon and mercury contaminants in bald eagle eggs from the Pacific Coast of Canada, 1990-1994. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 31: 354-367.

Engstrom, D.R., et E.B. Swain. 1997. Recent declines in atmospheric mercury deposition in the upper midwest. Environ. Sci. Technol. 31: 960-967.

Engstrom, D.R., E.B. Swain, T.A. Henning, M.E. Brigham et P.L. Brezonik. 1994. Atmospheric mercury deposition to lakes and watersheds. A quantitative reconstruction from multiple sediment cores. In: Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs, L.A. Baker, ed. Advances in Chemistry Series 237. pp. 33-66.

Environment Canada. 1996. Canadian soil quality guidelines for inorganic mercury: Environmental Supporting Document- Final Draft. December 1996. Science Policy and Environmental Quality Branch, Guidelines Division, Ottawa. Inédit.

———. 1997. Canadian sediment quality guidelines for mercury. Supporting document. Environmental Conservation Service, Ecosystem Science Directorate, Science Policy and Environmental Quality Branch, Guidelines and Standards Division. Ottawa. 103 pp. + Append.

Environnement Canada et US EPA (Environmental Protection Agency). 1997. Stratégie Canada-États-Unis pour l'élimination virtuelle des substances toxiques rémanentes des Grands Lacs. La Stratégie binationale relative aux toxiques des Grands Lacs. Préparé pour publication sur site Web par P. Pranckevicius. (http://www.epa.gov/glimr/data/binational-toxic-strat/intro_f.html).

EPMAP (Expert Panel on Mercury Atmospheric Processes). 1994. Mercury atmospheric processes: A synthesis report. Workshop proceedings Sept. 1994. Tampa FL. EPRI Report No. TR-104214. 23 pp.

EPRI (Electric Power Research Institute). 1996. Protocol for estimating historic atmospheric mercury deposition. TR-106768. Palo. Alto, CA. 49 pp.

Équipe du mercure. 1998. Le mercure au Canada atlantique : rapport d'étape. Environnement Canada. Région de l'Atlantique. 117 pp.

Evans, R.D. 1995. Mercury levels in otters. Proceedings of the 1995 Canadian mercury network workshop, T. Brydges, A. Perez-Fuentetaja, and D.J. McQueen, eds. York University, Toronto. pp. 6-8.

Evers, D.C., J.D. Kaplan, M.W. Meyer, P.S. Reaman, W.E. Braselton, A. Major, N. Burgess et A.M. Scheuhammer. 1998. Geographic trend in mercury measured in common loon feathers and blood. Environ. Toxicol. Chem. 17: 173-183.

Faust, B.C. 1992. The octanol/water distribution coefficients of methylmercuric species: the role of aqueous-phase chemical speciation. Environ. Toxicol. Chem. 11: 1373-1376.

Fehr, F., et C.A.R. Dennis. 1975. Investigations into the use and hazard of mercury in Saskatchewan. Prairie Institute of Environmental Health. Regina, Saskatchewan.

Fimreite, N. 1971. Effects of methylmercury on ring-necked pheasants, with special reference to reproduction. Occasional Paper No. 9. Service canadien de la faune, Ottawa, Ontario.

Fimreite, N., et L.M. Reynolds. 1973. Mercury contamination of fish in northwestern Ontario. J. Wildl. Manage. 37: 62-68.

Finley, M.T., et R.C. Stendell. 1978. Survival and reproductive success of black ducks fed methyl mercury. Environ. Pollut. 16(1): 51-64.

Fiskesjo, G. 1979. Two organic mercury compounds tested for mutagenicity in mammalian cells by use of the cell line V 79-4. Hereditas. 90: 103-109.

Fitzgerald, W.F. 1986. Cycling of mercury between the atmosphere and oceans. In: The role of air-sea exchange in geochemical cycling, P. Buat-Menard, ed. NATO Advanced Science Institutes Series, Reidel, Dordrecht, pp. 363-408.

Fitzgerald, W.F., et C.J. Watras. 1989. Mercury in the surficial waters of rural Wisconsin lakes. Sci. Total. Environ. 87/88: 223-232

Foley, R.E., S.J. Jackling, R.J. Sloan et M.K. Brown. 1988. Organochlorine and mercury residues in wild mink and otter: comparison with fish. Environ. Toxicol. Chem. 7: 363-374.

Foster, T.J. 1987. The genetics and biochemistry of mercury resistance. CRC. Crit. Rev. Microbiol. 15: 117-140.

Frank, R., H. Lumsden, J.F. Barr et H.E. Braun. 1983. Residues of organochlorine and mercury in eggs and tissues of healthy and emaciated common loons *(Gavia immer)*, Ontario, Canada, 1968-80. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 12: 641-654.

Freeman, H.C., et D.A. Horne. 1972. Total mercury and methylmercury content of the American eel. J. Fish. Res. Bd. Can. 30: 454-456.

Friedmann, A.S., M.C. Watzin, T. Brinck-Johnsen et J.C. Leiter. 1996. Low levels of dietary methylmercury inhibit growth and gonadal development in juvenile walleye *(Stizostedion vitreum)*. Aquat. Toxicol. 35: 265-278.

Friske, P.W.B., et W.B. Coker. 1995. The importance of geological controls on the natural distribution of mercury in lake and stream sediments across Canada. Water Air Soil Pollut. 80: 1047-1051.

Furukawa, K., T. Suzuki et K. Tonomura. 1969. Decomposition of organic mercurial compounds by mercury-resistant bacteria. Agric. Biol. Chem. 33: 128-130.

Furutani, A., et J.W.M. Rudd. 1980. Measurement of mercury methylation in lake water and sediment samples. Appl. Environ. Microbiol. 40(4): 770-776.

Gagnon, C., et N.S. Fisher. 1997. Bioavailability of sediment-bound methyl and inorganic mercury to a marine bivalve. Environ. Sci. Technol. 31: 993-998.

Ganther, H.E., C. Goudie, M.L. Sunde, M.J. Kipecky, P. Wagner, S.H. Oh et W.G. Hoekstra. 1972. Selenium relation to decreased toxicity of methyl mercury added to diets containing tuna. Science 175: 1122-1124.

Gilbertson, M. 1974. Seasonal changes in organochlorine compounds and mercury in common terns of Hamilton harbour, Ontario. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 12: 726-732.

Gill, G.A., et K.W. Bruland. 1990. Mercury speciation in surface freshwater systems in California and other areas. Environ. Sci. Technol. 24: 1392-1400.

Gill, G.A., et W.F. Fitzgerald. 1985. Mercury sampling of open ocean waters at the picomolar level. Deep-Sea Res. 32: 287-297.

———. 1987. Picomolar mercury measurements in seawater and other materials using stannous chloride reduction and two-stage gold amalgamation with gas phase detection. Mar. Chem. 20: 227-243.

Gilmour, C.C., et G.S. Riedel. 1995. Measurement of Hg methylation in sediments using high specific-activity hg and ambient incubation. Water Air Soil Pollut. 80: 747-756.

Gilmour, C.C., E.A. Henry et R. Mitchell. 1992. Sulfate stimulation of mercury methylation in freshwater sediments. Environ. Sci. Technol. 26: 2281-2286.

Grey, B.J., S.M. Harbicht et G.R. Stephens. 1995. Mercury in fish from rivers and lakes in southwestern Northwest Territories. Ottawa, Canada. Ministère des Affaires indiennes et du Nord canadien. 1-61.

Grieb, T.M., C.T. Driscoll, S.P. Gloss, C.L. Schofield, G.L. Bowie et D.B. Porcella. 1990. Factors affecting mercury accumulation in fish in the Upper Michigan Peninsula. Environ. Toxicol. Chem. 9: 919-930.

Gunderson, V.M., K.S. Grant, J.F. Fagan et N.K. Mottet. 1986. The effect of low-level prenatal methylmercury exposure on visual recognition memory of infant crab-eating macaques. Child Dev. 57: 1076-1083.

Haines, M.L., K. Brydges, M.J. Macdonald, S.L. Smith et D.D. Macdonald. 1994. A review of environmental quality criteria and guidelines for priority substances in the Fraser River basin: Supporting documentation. Report prepared for Environment Canada. Pacific and Yukon Region. North Vancouver, Colombie-Britannique.

Håkanson, L., A. Nilsson et T. Andersson. 1988. Mercury in fish in Swedish lakes. Environ. Pollut. 49: 145-162.

Halbach, S. 1985. The octanol/water distribution of mercury compounds. Arch. Toxicol. 57: 139-141.

Halbrook, R.S., J.H. Jenkins, P.B. Bush et N.D. Seabolt. 1994. Sublethal concentrations of mercury in river otters: monitoring environmental contamination. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 27: 306-310.

Hammer, U.T., A.T. Merkowsky et P.M. Huang. 1988. Effects of oxygen concentrations on release of mercury from sediments and accumulation by *Ceratophyllum demersum* and *Anodonta grandis*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 17: 257-262.

Harris, R.C., et W.J. Snodgrass. 1993. Bioenergetic simulations of mercury uptake and retention in walleye *(Stizostedion vitreum)* and yellow perch *(Perca flavescens)*. Water Poll. Res. J. Canada 28(1): 217-236.

Headon, C.M., R.J. Hall et G. Mierle. 1996. Dynamics of radiolabelled methylmercury in crayfish *(Orconectes virilis)*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 2862-2869.

Hecky, R.E., D.J. Ramsey, R.A. Bodaly et N.E. Strange. 1991. Increased methylmercury contamination in fish in newly formed freshwater reservoirs. In: Advances in mercury toxicology, T.F.W. Clarkson, T. Suzuki, and A. Imura, eds. Plenum Press, New York. pp. 33-52.

Heddle, J.R., et W.R. Bruce. 1977. Comparison of the micronucleus and sperm assay for mutagenicity with the carcinogenic activities of 61 different agents. In: Origins of Human Cancer, Vol. 4., H.H. Hiatt, J.D. Watson, J.A. Winsten, eds. Cold Spring Harbor Conferences.

Heinz, G. 1974. Effects of low dietary levels of methyl mercury on mallard reproduction. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 11: 386-392.

———. 1975. Effects of methylmercury on approach and avoidance behavior of mallard ducklings. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 13: 554-564.

———. 1976a. Methyl mercury: second year feeding effects on mallard reproduction and duckling behavior. J. Wildl Manage 40: 82-90.

———. 1976b. Methyl mercury: second generation reproductive and behavioral effects on mallards. J. Wildl. Manage. 40(4): 710-715.

Heinz, G.H. 1979. Methylmercury: reproductive and behavioural effects on three generations of mallard ducks. J. Wildl. Manage. 43: 394-400.

Heinz, G.H., et D.J. Hoffman. 1998. Methylmercury chloride and selenomethionine interactions on health and reproduction in mallards. Environ. Toxicol. Chem. 17: 139-145.

Hendzel, M.R., et D.M. Jamieson. 1976. Determination of mercury in fish. Anal. Chem. 48: 926-928.

Hildebrand, S.G., R.H. Strand et J.W. Huckabee. 1980. Mercury accumulation in fish and invertebrates of the North Fork Holston River, Virginia and Tennessee. J. Environ. Qual. 9: 393-400.

Hirano, M., K. Mitsumori, K. Maita et Y Shirasu. 1986. Further carcinogenicity study on methylmercury chloride in ICR mice. Jpn. J. Vet. Sci. 48(1): 127-135.

Hoffman, D.J., et G.H. Heinz. 1998. Effects of mercury and selenium on glutathione metabolism and oxidative stress in mallard ducks. Environ. Toxicol. Chem. 17: 161-166.

Hoffman, D.J., et J.M. Moore. 1979. Teratogenic effects of external egg applications of methyl mercury in the mallard, *Anas platyrhynchos*. Teratology 20: 453-462.

Houpt, K.A., L.A. Essick, E.B. Shaw,D.K. Alo, J.E. Gilmartin, W.H. Gutenmann, C.B. Littman et D.J. Lisk. 1988. A tuna fish diet influences cat behavior. J. Toxicol. Environ. Health 24: 161-172.

Huckabee, J.W., J.W. Elwood et S.G. Hildebrand. 1979. Accumulation of mercury in freshwater biota. In: The Biogeochemistry of Mercury in the Environment, J.O. Nriagu, ed. Elsevier/North-Holland Biomedical Press, pp. 276-302.

Hudson, R.J.M., S.A. Gherini, C.J. Watras et D.B. Porcella. 1994. A mechanistic model of the biogeochemical cycle of mercury in lakes. In: Mercury pollution: Integration and synthesis. C.J. Watras and J.W. Huckabee, eds. Lewis Publishers. pp. 473-526.

Hurley, J.P., C.J. Watras et N.S. Bloom. 1989. Biogeochemistry of mercury in aquatic ecosystems. Aqueous speciation of mercury: seston component. Semiannual Report to EPRI. Madison WI. 10 pp.+ Figures.

Hurley, J.P., C.J. Watras et N.S. Bloom. 1991. Mercury cycling in a northern Wisconsin seepage lake: The role of particulate matter in vertical transport. Water Air Soil Pollut. 56: 543-551.

Hurley, J.P., D.P. Krabbenhoft, C.L. Babiarz et A.W. Andren. 1994. Cycling of mercury across the sediment-water interface in seepage lakes. In: Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs, L.A. Baker, ed. American Chemical Society, Washington DC. pp. 425-449.

Hurley, J.P., J.M. Benoit, C.L. Babiarz, M.M. Shafer, A.W. Andren, J.R. Sullivan, R. Hammond et D.A. Webb. 1995. Influences of watershed characteristics on mercury levels in Wisconsin rivers. Environ. Sci. Technol. 29: 1867-1875.

Hydro-Québec et Groupe-Conseil Génivar Inc. 1996. Évolution des teneurs en mercure des poissons du complexe La Grande (1978-1994), Annexe 2. Hydro-Québec. 509 pp.

———. 1997. Summary Report - Evolution of fish mercury levels at the La Grande complex, Québec (1978-1994). Hydro-Québec. 143 pp + Append./maps.

INRP (Inventaire national des rejets polluants). 1997. Résumé du rapport de 1995. Approvisionnements et Services Canada. 230 pp. http://www.npri-inrp.com/queryformf.cfm.

Jackson, T.A. 1987. Methylation, demethylation, and bio-accumulation of mercury in lakes and reservoirs of northern Manitoba, with particular reference to effects of environmental changes caused by the Churchill-Nelson River diversion. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 628.

———. 1988a. The mercury problem in recently formed reservoirs of northern Manitoba (Canada): effects of impoundment and other factors on the production of methyl mercury by microorganisms in sediments. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 97-121.

———, T.A. 1988b. Accumulation of mercury by plankton and benthic invertebrates in riverine lakes of northern Manitoba (Canada): Importance of regionally and seasonally varying environmental factors. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 1744-1757.

———. 1989. The influence of clay minerals, oxides, and humic matter on the methylation and demethylation of mercury by micro-organisms in freshwater sediments. Appl. Organo. Chem. 3: 1-30.

———. 1993. Effects of environmental factors and primary production on the distribution and methylation of mercury in a chain of highly eutrophic riverine lakes. Water Poll. Res. J. Can. 28: 177-216.

Jana, S. 1988. Accumulation of Hg and Cr by three aquatic species and subsequent changes in several physiological and biochemical plant parameters. Water Air Soil Pollut. 38: 105-109.

Jaques, A.P. 1987. Summary of emissions of antimony, arsenic, cadmium, chromium, copper, lead, manganese, mercury and nickel in Canada. Environnement Canada. Mai 1987.

Jensen, S., et A. Jernelöv. 1969. Biological methylation of mercury in aquatic organisms. Nature 223: 753-754.

Jernelöv, A., et C. Ramel. 1994. Mercury in the environment. Synopsis of the SCOPE meeting on mercury held at the Royal Academy of Science, Stockholm, 28-30 October 1993. Ambio 23: 166.

Johnson, M.G. 1987. Trace element loadings to sediments of fourteen Ontario lakes and correlations with concentrations in fish. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 3-13.

Johnston, T.A., R.A. Bodaly et J.A. Mathias. 1991. Predicting fish mercury levels from physical characteristics of boreal reservoirs. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 1468-1475.

Keller, A.E., et S.G. Zam. 1991. The acute toxicity of selected metals to the freshwater mussel, *Anodonta imbecilis*. Environ. Toxicol. Chem. 10: 539-546.

Kelly, C.A., J.W.M. Rudd, V.L. St.Loui, et A. Heyes. 1995. Is total mercury concentration a good predictor of methyl mercury concentration in aquatic systems? Water Air Soil Pollut. 80: 715-724.

Kent, R.A., P.-Y. Caux, R. Allan, R. Post et J. Parks. 1998. A Canada-wide GIS analysis of methylmercury in fish - exploring relative risks to wildlife and human health. In: W. Pilgrim, N. Burgess, and M-F. Giguère (eds.). Mercury in Eastern Canada and the Northeast States. Proceedings of the Conference held in Fredericton, New Brunswick, Sept. 21-23, 1998.

Kidd, K.A., J.E. Eamer et D.C.G. Muir. 1993. Spatial variability of chlorinated bornanes (toxaphene) in fishes from Yukon lakes. Chemo. 27: 1975-1986.

King, D.G., et I.M. Davies. 1987. Laboratory and field studies of the accumulation of inorganic mercury by the mussel *Mytilus edulis* (L.) Mar. Pollut. Bull. 18(1): 40-45

Koster, M.D., D.P. Ryckman, D.V.C. Weseloh et J. Struger. 1996. Mercury levels in great lakes herring gull *(Larus argentatus)* eggs, 1972-1992. Environ. Pollut. 93: 261-270.

Krabbenhoft, D.P., et D.A. Rickert. 1995. Mercury contamination of aquatic ecosystems. Fact Sheet FS-216-95, US Department of the Interior, US Geological Survey.

Krabbenhoft, D.P., J.M. Benoit, C.L. Babiarz, J.P. Hurley et A.W. Andren. 1995. Mercury cycling in the Allequash Creek watershed, northern Wisconsin. Water Air Soil Pollut. 80: 425-433.

Krenkel, P.A. 1974. Mercury, environmental considerations, Part II. CRC Crit. Rev. Environ. Control. 4: 251-339.

Kristensen, P. 1982. Time-dependent variation of mercury in a stream sediment and the effect upon mercury content in *Gammarus pulex* (L.). Water Res. 16: 759-764.

Kucera, E. 1983. Mink and otter as indicators of mercury in Manitoba waters. Can. J. Zool. 61: 2250-2256.

Laliberté, D. 1996. Teneurs en mercure et en composés organochlorés dans les poissons capturés au lac Aylmer en 1995. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. Direction des écosystèmes aquatiques, Québec. 32 pp.

Landers, D H., C. Gubala, M. Verta, M. Lucotte, K. Johansson, T. Vlasova et W.L. Lockhart. 1998. Using lake sediment mercury flux ratios to evaluate the regional and continental dimensions of mercury deposition in Arctic and boreal ecosystems. Atmospheric Environ. 32 (5): 919-928.

Langlois, C., R. Langis et M. Perusse. 1995. Mercury contamination in northern Québec environment and wildlife. Water Air Soil Pollut. 80: 1021-1024.

Laperle, M., J. Sbeghen et D. Messier. 1998. Assessment of the ecotoxic risk of methylmercury exposure in mink *(Mustela vison)* inhabiting northern Québec, Ch. 6.1. In: Mercury in natural environments and hydroelectric reservoirs of northern Québec (Canada), M. Lucotte, ed. Hydro-Québec, Environment Canada, Montréal. pp. 262-273.

Lee, Y.H. 1987. Determination of methyl- and ethylmercury in natural waters at sub-nanogram per liter using SCF-adsorbent preconcentration procedure. Intern. J. Environ. Anal. Chem. 29: 263-276.

Lee, Y-H., et H. Hultberg. 1990. Methyl mercury in some Swedish surface waters. Environ. Toxicol. Chem. 9: 833-841.

Lee, Y-H., et C. Iverfeldt. 1991. Measurement of methylmercury and mercury run-off, lake and rain waters. Water Air Soil Pollut. 56: 309-321.

Lee, Y-H., H. Hultberg et I. Andersson. 1985. Catalytic effect of various metal ions on the methylation of mercury in the presence of humic substances. Water Air Soil Pollut. 25: 391 400.

Leermakers, M., M. Elskens, S. Panutrakul, F. Monteny et W. Baeyens. 1993. Geochemistry of mercury in an intertidal flat of the Scheldt Estuary. In: Marine and Estuarine Gradients; ECSA Symposium, Ghent, Belgium. 1991, P. Miere and M. Vincz, eds. Institute of Natural Conservation, Ministry of Flemish County. pp. 267-277.

Liang, L., M. Horvat et N.S. Bloom. 1994. An improved speciation method for mercury by GC/CVAFS after aqueous phase ethylation and room temperature precollection. Talanta 41: 371-379.

Lindqvist, B., A. Jernelöv, K. Johansson et H. Rodhe. 1984. Mercury in the Swedish environment, global and local sources. SNV PM 1816, Swedish Environment Protection Agency, S-171 85. Solna, Suède.

Lindqvist, O., K. Johansson, M. Aastrup, A. Andersson, L. Bringmark, L. Hovsenius, C. Iverfeldt, M. Meili et B. Timm. 1991. Mercury in the Swedish environment - recent research on causes, consequences and corrective methods. Water Air Soil Pollut. 55: *i*-261.

Lodenius, M., A. Seppanen et M. Herranen. 1983. Accumulation of mercury in fish and man from reservoirs in northern Finland. Water Air Soil Pollut. 19: 237-246.

Lucotte, M., A. Mucci, C. Hillaire-Marcel, P. Pichet et A. Grondin. 1995. Anthropogenic mercury enrichment in remote lakes of northern Québec (Canada). Water Air Soil Pollut. 80: 467-476.

Lucotte, M., S. Montgomery, B. Caron et M. Kainz. 1998. Mercury in natural lakes and unperturbed terrestrial ecosystems of northern Québec, Ch. 3.1. In: Mercury in natural environments and hydroelectric reservoirs of northern Québec (Canada), M. Lucotte, ed. Hydro-Québec and Environment Canada, pp. 46-80.

MacCrimmon, H.R., C.D. Wren et B.L. Gots. 1983. Mercury uptake by lake trout, *Salvelinus namaycush*, relative to age, growth, and diet in Tadenac Lake with comparative data from other precambrian shield lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 114-120.

MacDonald, D.D. 1994. A review of environmental quality criteria and guidelines for priority substances in the Fraser River basin. Report prepared for Environment Canada. Pacific and Yukon Region. North Vancouver, Colombie-Britannique.

Major, M.A., D.H. Rosenblatt et K.A. Bostian. 1991. The octanol/water partition coefficient of methylmercuric chloride and methylmercuric hydroxide in pure water and salt solutions. Environ. Toxicol. Chem. 10: 5-8.

Malley, D.F., A.R. Stewart et B.D. Hall. 1996. Uptake of methylmercury by the floater mussel, *Pyganodon grandis* (Bivalvia, Unionidae), caged in a flooded wetland. Environ. Toxicol. Chem. 15: 928-936.

Mason, R.P., W.F. Fitzgerald et F.M.M. Morel. 1994. The biogeochemical cycling of elemental mercury: anthropogenic influences. Geochim. Cosmochim. Acta 58: 3191-3198.

Mason, R.P., J.R. Reinfelder et F.M.M. Morel. 1995. Bioaccumulation of mercury and methylmercury. Water Air Soil Pollut. 80: 915-921.

Mathers, R.A., et P.H. Johansen. 1985. The effects of feeding ecology on mercury accumulation in walleye *(Stizostedion vitreum)* and pike *(Esox lucius)* in Lake Simcoe. Can. J. Zool. 63: 2006-2012.

Matsumoto, N., et A. Spindle. 1982. Sensitivity of early mouse embryos to methylmercury toxicity. Toxicol. Appl. Pharmacol. 64: 108-117.

Maury, R., A. Boudou, F. Ribeyre et P. Engrand. 1988. Experimental study of mercury transfer between artificially contaminated sediment ($CH_3HgCl$) and macrophytes *(Elodea densa)*. Aquat. Toxicol. 12: 213-228.

Maury-Brachet, R., F. Ribeyre et A. Boudou. 1990. Actions and interactions of temperature and photoperiod on mercury accumulation by *Elodea densa* from sediment source. Ecotoxicol. Environ. Safety 20: 141-155.

McMurtry, M.J., D.L. Wales, W.A. Scheider, G.L. Beggs et P.E. Dimond. 1989. Relationship of mercury concentrations in lake trout *(Salvelinus namaycush)* and smallmouth bass *(Micropterus dolomieui)* to the physical and chemical characteristics of Ontario lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46: 426-434.

Metcalfe, C.D. 1986. An Introduction to aquatic toxicology. Peterborough, Ontario: Trent University. 172 pp.

Mierle, G. 1995. Sources of mercury to lakes on the Precambrian shield of Ontario. Proceedings of the 1995 Canadian Mercury Network Workshop. Sept 29-30. pp. 86-89.

Mierle, G., et R. Ingram. 1991. The role of humic substances in the mobilization of mercury from watersheds. Water Air Soil Pollut. 56: 349-357.

Miller, C.T., Z. Zawidska, E. Nagy et S.M. Charbonneau. 1979. Indicators of genetic toxicity in leukocytes and granulocytic precursors after chronic methylmercury ingestion by cats. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 21: 296-303.

Miller, R.W. 1975. The role of humic acids in the uptake and release of mercury by freshwater sediments. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19: 2082-2086.

Minerals Yearbook. 1989. Mercury. 1: 705-708. US Bureau of Mines.

Miskimmin, B.M. 1991. Effect of natural levels of dissolved organic carbon (DOC) on methyl mercury formation and sediment-water partitioning. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 47: 743-750.

Miskimmin, B.M., J. W. M. Rudd et C.A. Kelly. 1992. Influence of dissolved organic carbon, pH, and microbial respiration rates on mercury methylation and demethylation in lake water. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 17-22.

Mitra, S. 1986. Mercury in the ecosystem: Its dispersion and pollution today. Transtech Publications Ltd., Switzerland. ISBN-0-87849-529-0. 327 pp.

Mitsumori, K., K. Maita, T. Saito, S. Tsuda et Y. Shirasu. 1981. Carcinogenicity of methylmercury chloride in ICR mice: Preliminary note on renal carcinogenesis. Cancer Lett. 12: 305-310.

Mitsumori, K., K. Takahashi, O. Matano, S. Goto et Y. Shirasu. 1983. Chronic toxicity of methylmercury chloride in rats: Clinical study and chemical analysis. Jpn. J. Vet. Sci. 45(6): 747-757.

Mitsumori, K., K. Maita et Y. Shirasu. 1984. Chronic toxicity of methylmercury chloride in rats: Pathological study. Jpn. J. Vet. Sci. 46(4): 549-557.

Mitsumori, K., M. Hiarano, H. Ueda, K. Maiata et Y. Shirasu. 1990. Chronic toxicity and carcinogenicity of methylmercury chloride in B6C3F1 mice. Fund. Appl. Toxicol. 14: 179-190.

Mo, S.C., D.S. Choi et J.W. Robinson. 1989. Uptake of mercury from aqueous solution by duckweed: the effects of pH, copper and humic acid. J. Environ. Sci. Health 24A: 135-146.

Moore, J.W., et S. Ramamoorthy 1984. Mercury, Chapter 7 In: Heavy Metals in Natural Waters, J.W. Moore and S. Ramamoorthy, eds. Springer-Verlag, New York. pp. 125-160.

Moore, J.W., et D.J. Sutherland. 1980. Mercury concentrations in fish inhabiting two polluted lakes in northern Canada. Water Res. 14: 903-907.

Moore, T.R., J.L. Bubier, A. Heyes et R.J. Flett. 1995. Methyl and total mercury in boreal wetland plants, Experimental Lakes Area, Northwestern Ontario. J. Environ. Qual. 24. 845-850.

Morimoto, K., S. Iijima et A. Koizumi. 1982. Selenite prevents the induction of sister-chromatid exchanges by methyl mercury and mercuric chloride in human whole-blood cultures. Mutat. Res. 102: 183-192.

Mortimer, D.C. 1985. Freshwater aquatic macrophytes as heavy metal monitors - the Ottawa River experience. Environ. Monitor. Assess. 5: 311-323.

Mucci, A., M. Lucotte, S. Montgomery, Y. Plourde, P. Pichet et H.V. Tra. 1995. Mercury remobilization from flooded soils in a hydroelectric reservoir of Northern Québec, La Grande-2: results of a soil resuspension experiment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52: 2507-2517.

Munro, I.C., E.A. Nera, S.M. Charbonneau, B. Junkins et Z. Zawidzka. 1980. Chronic toxicity of methylmercury in the rat. J. Environ. Pathol. Toxicol. 3(5-6): 437-447.

Nagase, H., Y. Ose, T. Sato et T. Ishikawa. 1982. Methylation of mercury by humic substances in an aquatic environment. Sci. Total Environ. 24: 133-142.

Nagpal, N.K. 1989. Ambient Water Quality Criteria for Mercury. Province of British Columbia. Water Management Branch, Ministry of Environment. Summary Report (11 pp) + Technical Appendix (105 pp.).

Newberne, P.M., O. Glaser et L. Friedman. 1972. Chronic exposure of rats to methyl mercury in fish protein. Nature. 237: 40-41.

Nicholson, J.K., et D. Osborn. 1984. Kidney lesions in juvenile starlings *Sturnus vulgaris* fed on a mercury-contaminated synthetic diet. Environ. Pollut. (A) 33: 195-206.

Nomiyama, K., K. Matsui et H. Nomiyama. 1980. Effects of temperature and other factors on the toxicity of methylmercury in mice. Toxicol. Appl. Pharmacol. 56: 392-398.

Norstrom, R.J., A.E. Mckinnon et A.S.W. Defreitas. 1976. A bioenergetics-based model for pollutant accumulation by fish--simulation of PCB and methylmercury residue levels in Ottawa River yellow perch. J. Fish. Res. Board Can. 33: 248-267.

Nriagu, J.O. 1979. The biogeochemistry of mercury in the environment. Elsevier/North-Holland Biomedical Press, New York. 696 pp.

———. 1989. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. Nature 338: 47-49.

Nriagu, J.O., et J.M. Pacyna. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. Nature 333: 134-139.

O'Connor, D.J., et S.W. Nielsen. 1981. Environmental survey of methylmercury levels in wild mink *(Mustela vison)* and otter *(Lutra canadensis)* from the northeastern United States and experimental pathology of methylmercurialism in the otter. Proc. Aug 3-11, Worldwide Furbearer Conference, Frostburg, MD. pp. 1728-1745.

OECD (Organisation for Economic Co-Operation and Development). 1994. Risk reduction monograph No. 4: Mercury - Background and national experience with reducing risk. OECD Environment Monograph Series No. 103. Direction générale de l'environnement. Paris. 159 pp.

OMS (Organisation mondiale de la santé). 1972. Évaluation de certains additifs alimentaires et des contaminants mercure, plomb et cadmium. Seizième rapport du Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires. Genève, 4-12 avril 1972. Organisation mondiale de la santé. Série de rapports techniques de l'OMS n° 505. 34 pp.

———. 1976. Mercure. Critères d'hygiène de l'environnement, no. 1. Genève, Suisse. 150 pp.

Paine, P.J. 1994. Rapport de conformité aux règlements sur le mercure des usines de chlore et de soude caustique de 1986 à 1989. Environnement Canada. Service de la protection de l'environnement. Direction des programmes industriels. Ottawa, Ontario. 46 pp.

Palmisano, F., N. Cardellicchio et P.G. Zambonin. 1995. Speciation of mercury in dolphin liver: a two-stage mechanism for the demethylation accumulation process and role of selenium. Mar. Environ. Res. 40: 109-121.

Parkman, H., et M. Meili. 1993. Mercury in macroinvertebrates from Swedish forest lakes: influence of lake type, habitat, life cycle, and food quality. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 521-534.

Parks, J.W., A. Lutz et J.A. Sutton. 1989. Water column methylmercury in the Wabigoon/English River-lake system: factors controlling concentrations, speciation, and net production. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46: 2184-2202.

Parks, J.W., J.A. Sutton, J.D. Hollinger et D.D. Russell. 1988. Uptake of mercury by caged crayfish. Appl. Organo. Chem. 2: 181-184.

Parks, J.W., C. Curry, D. Romani et D.D. Russell. 1991. Young northern pike, yellow perch and crayfish as bioindicators in a mercury contaminated watercourse. Environ. Mon. Assess. 16: 39-73.

Pelletier, E. 1985. Mercury-selenium interactions in aquatic organisms: a review. Mar. Environ. Res. 18: 111-132.

Petruccioli, L., et P. Turillazzi. 1991. Effect of methylmercury on acetylcholinesterase and serum cholinesterase activity in monkeys, *Macaca fascicularis*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 46: 769-773.

Pilgrim, W., and EMAN (Ecological Monitoring And Assessment Network). 1998. Mercury activities and measurements in the eastern Canadian provinces, Ch. VIII. In: Northeast states and eastern Canadian provinces - Mercury Study - a framework for action, M. Tatsutani, ed. NESCAUM, NEWMOA, NEIWPCC, EMAN, 64 pp.

Ramamoorthy, S. 1982. Mercury analysis in environmental samples. Alberta Environmental Centre, Vegreville, Alberta. AECV82-M2. 61 pp.

Ramamoorthy, S., et D.J. Kushner. 1975. Heavy metal binding sites in river water. Nature 256: 399-401.

Ramamoorthy, S., T.C. Cheng et D.J. Kushner. 1982. Effect of microbial life stages on the fate of methylmercury in natural waters. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 29: 167-173.

———. 1983. Mercury speciation in water. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 85-89.

Ramamoorthy, S., J.W. Moore et L. George. 1985. Partitioning of mercury in the North Saskatchewan River. Chemosphere 14: 1455-1468.

Ramlal, P.S., J.W.M. Rudd, A. Furutani et L. Xun. 1985. The effect of pH on methyl mercury production and decomposition in lake sediments. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 685-692.

Ramlal, P.S., J.W.M. Rudd et R.E. Hecky. 1986. Methods for measuring specific rates of mercury methylation and degradation and their use in determinging factors controlling net rates of mercury methylation. Appl. Environ. Microbiol. 51: 110-114.

Ramlal, P.S., C. Anema, C. Furutani, R.E. Hecky et J.W.M. Rudd. 1987. Mercury methylation studies at Southern Indian Lake, Manitoba: 1981-1983. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat Sci. 1490.

Ramlal, P.S., C.A. Kelly, J.W.M. Rudd et A. Furutani. 1993. Sites of methyl mercury production in remote Canadian Shield lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 972-979.

Rao, P.V., S.A. Jordan et M.K. Bhatnagar. 1989. Ultrastructure of kidney of ducks exposed to methylmercury, lead and cadmium in combination. J. Environ. Pathol. Toxicol. Oncol. 9: 19-44.

Rasmussen, J.B., D.J. Rowan, D.R.S. Lean et J.H. Carey. 1990. Food chain structure in Ontario lakes determines PCB levels in lake trout *(Salvelinus namaycush)* and other pelagic fish. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 2030-2038.

Ray, S., B.M. Jessop, J. Coffin et D.A. Swetnam. 1984. Mercury and polychlorinated biphenyls in striped bass *(Morone saxatilis)* from two Nova Scotia rivers. Water Air Soil Pollut. 21: 15-23.

Renner, R. 1998. Mercury health standard eased by U.S. agency. Environ. Sci. Technol. 32(1): 8A-9A.

Rice, D.C. 1989. Delayed neurotoxicity in monkeys exposed developmentally to methylmercury. Neurotox. 10: 645-650.

Richardson, G.M. 1994. Physical, chemical and geochemical factors influencing methylmercury accumulation in freshwater fish and humans in Ontario, Canada. Thèse de doctorat, Université d'Ottawa, Ontario. 195 pp.

Rieberger, K. 1992. Metal concentrations in fish tissue from uncontaminated BC lakes. Water Quality Branch, BC Ministry of the Environment, Lands, and Parks. 97 p.

Rissanen, K., J. Erkama et J.K. Miettinen. 1970. Experiments on microbiological methylation of mercury (2+) ion by mud and sludge under aerobic and anaerobic conditions. FAO Technical Conference on Marine Pollution and Its Effects on Living Resources and Fishing. Nov. 6-25, Rome, Italie.

Robinson, J.B., et O.H. Tuovinen. 1984. Mechanisms of microbial resistance and detoxification of mercury and organomercury compounds: physiological, biochemical, and genetic analyses. Microbiol. Rev. 48: 95-124.

Rodgers, D.W. 1994. You are what you eat and a little bit more: bioenergetics-based models of methylmercury accumulation in fish revisited. In: Mercury pollution: Integration and synthesis, C.J. Watras and J.W. Huckabee, eds. Lewis Publishers, Ann Arbor, MI. pp. 427-439

Rodgers, D.W., et F.W.H. Beamish. 1983. Water quality modifies uptake of waterborne methylmercury by rainbow trout, *Salmo gairneri*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 824-828.

Rodgers, D.W., et S.U. Qadri. 1982. Growth and mercury accumulation in yearling yellow perch, *Perca flavescens*, in the Ottawa River, Ontario. Environ. Biol. Fish. 7: 377-383.

Rodgers, D.W., T.A. Watson, J.S. Langan et T.J. Wheaton. 1987. Effects of pH and feeding regime on methylmercury accumulation within aquatic microcosms. Environ. Pollut. 45: 261-274.

Rodgers, D.W., M. Dickman et X. Han. 1995. Stories from old reservoirs: sediment Hg and Hg methylation in Ontario hydroelectric developments. Water Air Soil Pollut. 80: 829-839.

Ronald, K. S.V. Tessaro, J.F. Uthe, H.C. Freeman et R. Frank. 1977. Methylmercury poisoning in the harp seal *(Pagophilus groenlandicus)*. Sci. Tot. Environ. 8: 1-11.

RSC (Royal Society of Chemistry). 1994. D.O.S.E., J. Crombie, ed. RSC, Thomas Graham House, The Science Park, Cambridge. 875 pp.

Rudd, J.W.M. 1995. Sources of methylmercury to aquatic ecosystems. Water Air Soil Pollut. 80: 697-713.

Rudd, J.W.M., A. Furutani et M. Turner. 1980. Mercury methylation by fish intestinal contents. Appl. Environ. Microbiol. 40: 777-782.

Rudd, J.W.M., M.A. Turner, A. Furutani, A. Swick et B.E. Townsend. 1983. The English-Wabigoon River system: I. A synthesis of recent research with a view towards mercury amelioration. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 2206-2217.

Ryder, J. P. 1974. Organochlorine and mercury residues in gull's eggs from western Ontario. Can. Field-Nat. 88: 349-352.

Sang, S., et B. Lourie. 1997. Mercury emission inventory in Ontario. Environ. Monitor. Assess. 47: 79-88.

Saouter, E., L. Hare, P.G.C. Campbell, A. Boudou et F. Ribeyre. 1993. Mercury accumulation in the burrowing mayfly *Hexagenia rigida* (Ephemeroptera) exposed to $CH_3HgCl$ or $HgCl_2$ in water and sediment. Water Res. 27: 1041-1048.

Särkkä, J. 1979. Mercury and chlorinated hydrocarbons in zoobenthos of Lake Paijanne, Finland. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 8: 161-173.

SBSC (Santé et Bien-être social Canada). 1990. Actualités. Contaminants chimiques des aliments : evaluation des risques pour la santé. Direction générale de la protection de la santé. Ottawa, Canada. 2 pp.

Scheuhammer, A. M. 1987. The chronic toxicity of aluminum, cadmium, mercury, and lead in birds: A review. Environ. Pollut. 46: 263-295.

Scheuhammer, A. M., et P. J. Blancher. 1994. Potential risk to common loons *(Gavia immer)* from methylmercury exposure in acidified lakes. Hydrobiol. 279/280: 445-455.

Scheuhammer, A.M., A.H.K. Wong et D. Bond. 1998. Mercury and selenium accumulation in common loons *(Gavia immer)* and common mergansers *(Mergus merganser)* from eastern Canada. Environ. Toxicol. Chem. 17: 197-201.

Schintu, M., T. Kauri et A. Kudo. 1989. Inorganic and methyl mercury in inland waters. Water Res. 23: 699-704.

Schroeder, W.H., G. Yarwood et H. Niki. 1991. Transformation processes involving mercury species in the atmosphere -- results from a literature survey. Water Air Soil Pollut. 56: 653-666.

Scruton, D.A., E.L. Petticrew, L.J. LeDrew, M.R. Anderson, U.P. Williams, B.A. Bennett et E.L. Hill. 1994. Methylmercury levels in fish tissue from three reservoir systems in Insular Newfoundland, Canada. In: Mercury pollution: Integration and synthesis, C.J. Watras and J.W. Huckabee, eds. Lewis Publishers. Boca Raton. pp. 441-455

Sellers, P., C.A. Kelly, J.W.M. Rudd et A.R. MacHutchon. 1996. Photodegradation of methylmercury in lakes. Nature 380: 694-696.

Shilts, W.W., et W.B. Coker. 1995. Mercury anomalies in lake water and in commercially harvested fish, Kaminak Lake area, District of Keewatin, Canada. Water Air Soil Pollut. 80: 881-884.

Shimai, S., et H. Satoh. 1985. Behavioral teratology of methylmercury. J. Toxicol. Sci. 10: 199-216.

Sloss, L.L. 1995. Mercury emissions and effects - the role of coal. Perspectives. IEA Coal Research. London, U.K. pp. 1-39.

Smith, A.L., R.H. Green et A. Lutz. 1975. Uptake of mercury by freshwater clams (family Unionidae). J. Fish. Res. Bd. Can. 32: 1297-1303.

Smith, C.M., et C. Rowan-West 1996. Mercury in Massachusetts: an evaluation of sources, emissions, impacts and controls. Office of Research and Standards, Bureau of Strategic Policy and Technology, Mass. Dept. Environ. Prot. (Affiché sur Internet).

Snelgrove-Hobson, S.M., P.V. Rao et M.K. Bhatnagar. 1988. Ultra-structural alterations in the kidneys of Peking ducks fed methylmercury. Can. J. Vet. Res. 52: 89-98.

Sorenson, J.A., G.E. Glass, K.W. Schmidt, J.K. Huber et G.R. Rapp Jr. 1990. Airborne mercury deposition and watershed characteristics in relation to mercury concentrations in water, sediments, plankton, and fish of eighty northern Minnesota lakes. Environ. Sci. Technol. 24: 1716-1727.

Southworth, G.R., M.J. Peterson, S.M. Adams et B.G. Blaylock. 1994. Estimation of appropriate background concentrations for assessing mercury contamination in fish. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 53: 211-218.

Spry, D.J., et J.G. Wiener. 1991. Metal bioavailability and toxicity to fish in low-alkalinity lakes: a critical review. Environ. Pollut.71: 243-304.

St. Louis, V.L., J.W.M. Rudd, C.A. Kelly, K.G. Beaty, N.S. Bloom et R.J. Flett. 1994. Importance of wetlands as sources of methyl mercury to boreal forest ecosystems. Can. J. Fish Aquat. Sci. 51: 1065-1076.

St. Louis, V.L., J.W.M. Rudd, C.A. Kelly et L.A. Barrie. 1995. Wet deposition of methyl mercury in northwestern Ontario compared to other geographic locations. Water Air Soil Pollut. 80: 405-414.

Stendell, R.C., H.M. Ohlendorf, E.E. Klaas et J.B. Elder. 1976. Mercury in eggs of aquatic birds, Lake St. Clair-1973. Pestic. Monit. J. 10: 7-9.

Stephens, G.R. 1995. Mercury concentrations in fish in a remote Canadian Arctic lake. Water Air Soil Pollut. 80: 633-636.

Stokes, P.M., et C.D. Wren. 1987. Bioaccumulation of mercury by aquatic biota in hydroelectric reservoirs: A review and consideration of mechanisms. In: Lead, mercury, cadmium and arsenic in the environment, T.C. Hutchinson and K.M. Meema, eds. John Wiley and Sons Ltd. Toronto, Canada. pp. 255-277.

Stokes, P.M., R.C. Bailey et G.R. Groulx. 1985. Effects of acidification on metal availability to aquatic biota, with special reference to filamentous algae. Environ. Health Persp. 63: 79-87.

Stokes, P.M., S.I. Dreier, M.O. Farkas et R.A.N. McLean. 1983. Mercury accumulation by filamentous algae: a promising biological monitoring system for methyl mercury in acid-stressed lakes. Environ. Pollut. (B) 5: 255-271.

Summers, A.O. 1986. Organization, expression, and evolution of genes for mercury resistance. Ann. Rev. Microbiol. 40: 607-634.

Summers, A.O., et S. Silver. 1978. Microbial transformations of metals. Ann. Rev. Microbiol. 32: 637-672.

Sundberg, J., et A. Oskarsson. 1992. Placental and lactational transfer of mercury from rats exposed to methylmercury in their diet: speciation of mercury in the offspring. J. Trace Elem. Exp. Med. 5: 47-56.

Suns, K., et G. Hitchin. 1990. Interrelationships between mercury levels in yearling yellow perch, fish condition and water quality. Water Air Soil Pollut. 50: 255-265.

Suzuki, T., N. Imura et T.W. Clarkson. 1991. Overview. In: Advances in Mercury Toxicology. T. Suzuki, N. Imura, and T.W. Clarkson, eds. Plenum Press, New York. pp. 1-32.

Thérien, N., et K. Morrison. 1998. In vitro release of mercury from flooded organic matter. Ch. 4.1. In: Mercury in natural environments and hydroelectric reservoirs of northern Québec (Canada), M. Lucette, ed. Hydro-Québec and Environment Canada, pp. 159-184.

Thompson, E.S. 1996. Mercury in Ontario wetlands: Concentrations in water, sediments, and a common aquatic plant in relation to geochemical variables. Mémoire de maîtrise, Université d'Ottawa, Ottawa, Ontario. pp. 113.

Thompson-Roberts, E.S., F.R. Pick et G.E.M. Hall. 1999. Total Hg in water, sediment, and four species of aquatic macrophytes in the St. Lawrence River, near Cornwall, Ontario. J. Great Lakes Res. 25 (2): 294-304.

Tremblay, A. 1998. Bioaccumulation of mercury and methylmercury in invertebrates from natural boreal lakes, Ch. 3.2. In: Mercury in natural environments and hydroelectric reservoirs of northern Québec (Canada), M. Lucotte, ed. Hydro-Québec, Environment Canada, Montréal. pp.81-103.

Tremblay, A., M. Lucotte et D. Rowan. 1995. Different factors related to mercury concentration in sediments and zooplankton of 73 Canadian lakes. Water Air Soil Pollut. 80: 961-970.

Tremblay, A., M. Lucotte et I. Rheault. 1996. Methylmercury in a benthic food web of two hydroelectric reservoirs and a natural lake of northern Québec (Canada). Water Air Soil Pollut. 91: 255-269.

Trudel, M., et J.B. Rasmussen. 1997. Modeling the elimination of mercury by fish. Environ. Sci. Technol. 31: 1715-1722.

US Department of Commerce. 1993. Comments on OECD Co-operative Risk Reduction Activities for Certain Dangerous Chemicals: Mercury (Draft Status Report). Letter of 22 December 1993 to Jim Darr, US EPA.

US DOH and HS (Dept. of Health and Human Services). 1994. Toxicological profile for mercury. Prep. By Clement International Corp. for Public Health Service. TP-93/10. 357 pp.

US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1989. Assessing human health risks from chemically contaminated fish and shellfish. A guidance manual. EPA-503/8-89-002. Office of Marine and Estuarine Protection and Office of Water Regulations and Standards. Washington, District of Columbia.

———. 1992. Characterization of products containing mercury in municipal solid waste in the United States, 1970 to 2000. US EPA, Office of Solid Waste, Municipal and Industrial Solid Waste Division, April 1992, #EPA 530-R-92-013.

———. 1993. Wildlife Exposure Factors Handbook. Volume 1 and 2. EPA/R-93/187a-b. Office of Health and Environmental Assessment Office of Research and Development. Washington, D.C. Décembre 1993.

———. 1995a. Method 1669 - Method for sampling ambient water for determination of metals at EPA ambient criteria levels. Office of Water, Office of Science and Technology, Engineering and Analysis Division (4303), 401 M Street SW, Washington, DC. Avril 1995; révisions en janvier 1996.

———. 1995b. Mercury Study Report to Congress. Office of Research and Development, Washington, DC. External Review Draft. EPA/600/P-94/002Ab.

———. 1995c. Trophic level and exposure analyses for selected piscivorous birds and mammals. Volume I. Analysis for species of the Great Lakes Basin (Draft). U.S. EPA Office of Science and Technology, Washington, DC.

———. 1995d. Final water quality guidance for the Great Lakes system: Final Rule. Fed. Regist. 60(56): 15366-15425 (March 23, 1995).

———1995e. Trophic level and exposure analyses for selected piscivorous birds and mammals. Vol. II: Analyses of species in the conterminous United States. Office of Water, Office of Science and Technology Washington, D.C.

———. 1996. Method 1631 - Mercury in water by oxidation, purge and trap, and CVFAS. Office of Water, Office of Science and Technology, Engineering and Analysis Division, Washington, DC.

———. 1997a. Mercury study report to Congress. Vol I: Executive summary. Office of Research and Development. Washington, DC.

———. 1997b. Mercury study report to Congress. Vol. VI: An ecological assessment for anthropogenic mercury emissions in the United States. Office of Research and Development. Washington, DC.

———. 1997c. Mercury study report to Congress. Vol VII: Characterization of human health and wildlife risks from mercury exposure in the United States. Office of Research and Development. Washington, DC.

U.S. NAS (National Academy of Sciences). 1977. An assessment of mercury in the environment. Environmental Studies Board, Nat. Acad. Sci, Washington D.C.

Vandal, G.M., R.P. Mason et W.F. Fitzgerald. 1991. Cycling of volatile mercury in temperate lakes. Water Air Soil Pollut. 56: 791-803.

Varekamp, J.C., et P.R. Buseck. 1986. Global mercury flux from volcanic and geothermal sources. Appl. Geochem. 1: 65-73.

Varshal, G.M., G.A. Sobolev, V.L. Barsukov, A.V. Koltsov, B.I. Kostin, T.F. Kudinova, Y.U. Stakheyev et S.P. Tretyakova. 1985. Separation of volatile components from rocks under mechanical loadings as the source of hydrogeochemical anomalies preceding earthquakes. Pure and Applied Geophysics 122: 463-477.

Veiga, M.M., J.A. Meech et N. Onate. 1994. Mercury from deforestation. Nature 368: 816-817.

Veiga, M.M., J.A. Meech et D. Tromans. 1995. Mercury emissions and stability in the Amazon region. In: Waste processing and recycling in the minerals and metallurgical industries, S.R. Rao, L.M. Amaratunga, G.C. Richards, P.D. Kondos, eds. Proc. Intern. Symp. At 34th Ann. Conf. Of Metallurgists of CIM, Vancouver, Colombie-Britannique. pp. 523-538.

Verdon, R., et A. Tremblay. 1998. Mercury accumulation in fishes from the La Grande complex: influence of feeding habits and the concentration of mercury in the ingested preys, Ch. 5.2. In: Mercury in natural environments and hydroelectric reservoirs of northern Québec (Canada), M. Lucotte, ed. Hydro-Québec, Environment Canada, Montréal. pp. 206-223.

Verdon, R., D. Brouard, C. Demers, R. Lalumiere, M. Laperle et R. Schetagne. 1991. Mercury evolution (1978-1988) in fishes of the La Grande hydroelectric complex, Québec, Canada. Water Air Soil Pollut. 56: 405-417.

Vermeer, K., et F.A.J. Armstrong. 1972. Mercury in Canadian prairie ducks. J. Wildl. Manage. 36: 179-182.

Vermeer, K., F.A.J. Armstrong et D.R.M. Hatch. 1973. Mercury in aquatic birds at Clay Lake, Western Ontario. J. Wildl. Manage. 37: 58-61.

Verschuuren, H.G., R. Kroes, E.M. den Tonkelaa *et al.* 1976. Toxicity of methylmercury chloride in rats. III. Long-term toxicity study. Toxicol. 6: 107-123.

Verta, M., S. Rekolainen et K. Kinnunen. 1986. Causes of increased fish mercury levels in Finnish reservoirs. Vesientutkimuslaitoksen Julk. 65: 44-58.

Visman, V., G. Mierle et D.J. McQueen. 1995. Uptake of aqueous methylmercury by larval *Chaoborus americanus*. Water Air Soil Pollut. 80: 1007-1010.

Wagemann, R. 1994. Report to the Joint Fisheries Management Committee of the Inuvialuit Settlement Region, Inuvik, NWT. Canada. Pêches et Océans Canada. pp. 1-16.

———. 1995. Mercury levels and their spatial and temporal trends in Arctic marine mammals. In: Proceedings of the 1995 Canadian mercury network workshop, T. Brydges, A. Perez-Fuentetaja, and D.J. McQueen, eds. York University, Toronto. pp. 9-12.

Wagemann, R., W.L. Lockhart, H. Welch et S. Innes. 1995. Arctic marine mammals as integrators and indicators of mercury in the Arctic. Water Air Soil Pollut. 80: 683-693.

Wagemann, R., S. Innes et P.R. Richard. 1996. Overview and regional and temporal differences of heavy metals in Arctic whales and ringed seals in the Canadian Arctic. Sci. Total Environ. 186: 41-66.

Wagemann, R., E. Trebacz, R. Hunt et G. Boila. 1997. Percent methylmercury and organic mercury in tissues of marine mammals and fish using different experimental and calculation methods. Environ. Toxicol. Chem. 16: 1859-1866.

Waiser, M.J., et R.D. Robarts. 1995. Microbial nutrient limitation in prairie saline lakes with high sulfate concentration. Limnol. Oceanogr. 40: 566-574.

Watras, C.J., et N.S. Bloom. 1992. Mercury and methylmercury in individual zooplankton: Implications for bioaccumulation. Limnol.Oceanogr. 37: 1313-1318.

Watras, C.J., et J.W. Huckabee 1994. Mercury pollution: Integration and synthesis. Lewis Publishers. Boca Raton. 727 pp.

Watras, C.J., N.S. Bloom, R.J.M. Hudson, S. Gherini, R. Munson, S.A. Claus, K.A. Morrison, J. Hurley, J.G. Wiener, W.F. Fitzgerald, R. Mason, G. Vandal, D. Powell, R. Rada, L. Rislor, M. Winfrey, J. Elder et J.W Huckabee. 1994. Sources and fates of mercury and methylmercury in Wisconsin lakes. In: Mercury pollution: Integration and synthesis, C.J. Watras and J.W. Huckabee, eds. Lewis Publishers. pp. 153-177.

Watras, C.J., K.A. Morrison et J.S. Host. 1995. Concentration of mercury species in relationship to other site-specific factors in the surface waters of northern Wisconsin lakes. Limnol. Oceanogr. 40: 556-565.

Watson, T. 1992. Evaluation of mercury concentration in selected environmental receptors in the Williston Lake and Peace River areas of British Columbia. Prepared for BC Hydro by Triton Environmental Consultants Ltd. Vancouver, Colombie-Britannique.

Weseloh, D.V.C., S.M. Teeple et M. Gilbertson. 1983. Double-crested cormorants of the Great Lakes: egg-laying parameters, reproductive failure, and contaminant residues in eggs, Lake Huron 1972-1973. Can. J. Zool. 61: 427-436.

Westcott, K., et J. Kalff. 1996. Environmental factors affecting methyl mercury accumulation in zooplankton. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 2221-2228.

WHO. (World Health Organization) 1989. Mercury- Environmental Aspects. Environmental Health Criteria 86. IPCS - International Programme on Chemical Safety. Organisation mondiale de la santé. Genève, Suisse. 115 pp.

———. 1990. Methylmercury. Environmental Health Criteria 101. International Programme on Chemical Safety. Genève. 144 pp.

Williamson, D.A. 1986. Mercury in water and sediments in the Churchill and Nelson Rivers, Manitoba, Canada. Dans les annexes techniques du Rapport sommaire de l'Accord Canada-Manitoba sur l'étude et la surveillance de la pollution par le mercure dans le réseau de dérivation du fleuve Churchill. Environnement, Sécurité et Hygiène du travail Manitoba et Environnement Canada (dir. de publ.). Ottawa, Ontario. V.1, pp. 1-162.

Winfrey, M.R., et J.W.M. Rudd. 1990. Environmental factors affecting the formation of methylmercury in low pH lakes. Environ. Toxicol. Chem. 9: 853-870.

Wobeser, G. 1975. Prolonged oral administration of methyl mercury chloride to rainbow trout *(Salmo gairdneri)* fingerlings. J. Fish. Res. Board Can. 32: 2015-1023.

Wobeser, G., N.O. Nielsen et B. Sciefer. 1976a. Mercury and mink I. Mercury contaminated fish as food for ranch mink. Can. J. Comp. Med. 40: 30-33.

———. 1976b. Mercury and mink II. Experimental methyl mercury intoxication. Can. J. Comp. Med. 40: 34-45.

Wolfe, M., et D. Norman. 1998. Effects of waterborne mercury on terrestrial wildlife at Clear Lake: evaluation and testing of a predictive model. Environ. Toxicol. Chem. 17: 214-227.

Wolfe, M.F., S. Schwarzbach et R.A. Sulaiman. 1998. Effects of mercury on wildlife: a comprehensive review. Environ. Contam. Toxicol. 17: 146-160.

Wood, J.M., F.S. Kennedy et C.G. Rosen. 1968. Synthesis of methylmercury compounds by extracts of a methanogenic bacterium. Nature 220: 173-174.

Wren, C.D. 1984. Distribution of metals in tissues of beaver, raccoon and otter from Ontario, Canada. Sci. Total Environ. 34: 177-184.

———. 1991. Relationship of mercury levels in sportfish with lake sediment and water quality variables. Prepared for the Research and Technology Branch, Ontario Ministry of the Environment. Toronto, Ontario. 36 pp.

Wren, C.D., et H.R. MacCrimmon. 1983. Mercury levels in the sunfish, *Lepomis gibbosus*, relative to pH and other environmental variables of Precambrian Shield Lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 1737-1744.

Wren, C.D., et P.M. Stokes. 1988. Depressed mercury levels in biota from acid and metal stressed lakes near Sudbury, Ontario. Ambio 17: 28-30.

Wren, C.D., P.M. Stokes et K.L. Fischer. 1986. Mercury levels in Ontario mink and otter relative to food levels and environmental acidification. Can. J. Zool. 64: 2854-2859.

Wren, C.D., D.B. Hunter, J.F. Leatherland et P.M. Stokes. 1987a. The effects of polychlorinated biphenyls and methylmercury, singly and in combination, on mink. I: Uptake and toxic responses. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 441-447.

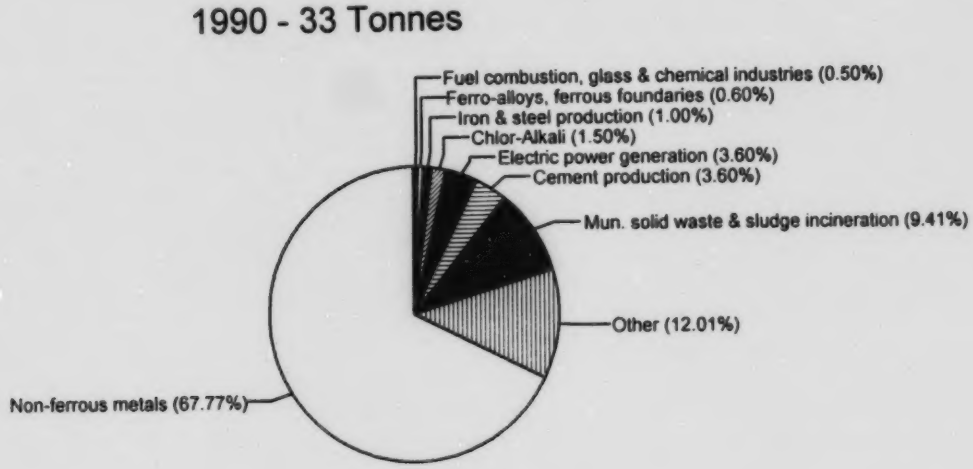
———. 1987b. The effects of polychlorinated biphenyls and methylmercury, singly and in combination, on mink. II: Reproduction and kit development. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 449-454.

Wren, C.D., W.A. Scheider, D.L. Wales, B.W. Muncaster et I.M. Gray. 1991. Relation between mercury concentrations in walleye *(Stizostedion vitreum vitreum)* and northern pike *(Esox lucius)* in Ontario lakes and influence of environmental factors. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 132-139.

Xun, L., N.E.R. Campbell et J.W.M. Rudd. 1987. Measurements of specific rates of net methyl mercury production in the water column and surface sediments of acidified and circumneutral lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 750-757.

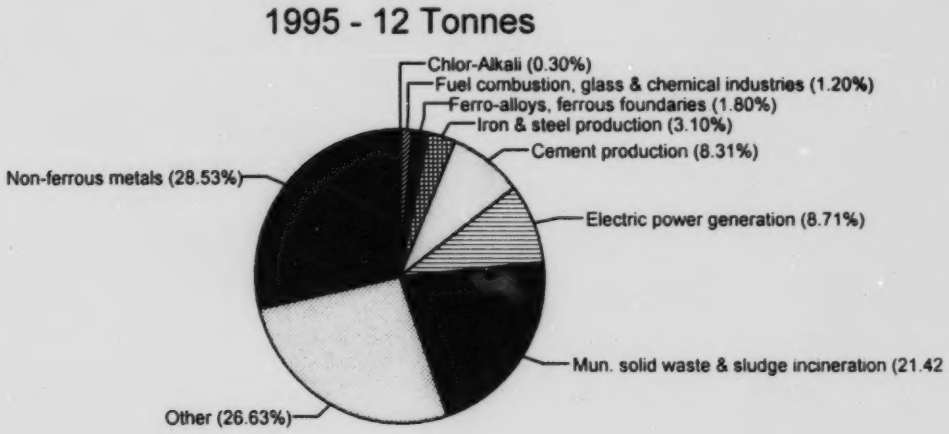
Zauke, G.P. 1977. Mercury in benthic invertebrates of the Elbe Estuary. Helgolander wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 29: 357-374.

Zillioux, E.J., D.B. Porcella et J.M. Benoit. 1993. Mercury cycling and effects in freshwater wetland ecosystems. Environ. Toxicol. Chem. 12: 2245-2264.




**1990 – 33 tonnes**

Fuel combustion, glass & chemical industries = Combustion de combustibles, verre et industries chimiques (0,50 %)
Ferro-alloys, ferrous foundaries = Ferro-alliages, fonderies de métaux ferreux (0,60 %)
Iron & steel production = Production de fer et d'acier (1,00 %)
Chlor-alkali = Chlore et soude caustique (1,50 %)
Electric power generation = Production d'électricité (3,60 %))
Cement production = Production de ciment (3,60 %)
Mun, solid waste & sludge incineration = Incinération de déchets et de boues municipaux (9,41 %)
Other = Autre (12,01 %)
Non-ferrous metals = Métaux non ferreux (67,77 %)




**1995 – 12 tonnes**

Chlor-alkali = Chlore et soude caustique (0,30 %)
Fuel combustion, glass & chemical industries = Combustion de combustibles, verre et industries chimiques (1,20 %)
Ferro-alloys, ferrous foundaries = Ferro-alliages, fonderies de métaux ferreux (1,80 %)
Iron & steel production = Production de fer et d'acier (3,10 %)
Cement production = Production de ciment (8,31 %)
Electric power generation = Production d'électricité (8,71 %))
Mun, solid waste & sludge incineration = Incinération de déchets et de boues municipaux (21,42 %)
Other = Autre (26,63 %)
Non-ferrous metals = Métaux non ferreux (28,53 %)

**Figure 1. Émissions de mercure au Canada par secteur en 1990 et 1995 selon les estimations de la Direction des questions atmosphériques transfrontalières d'Environnement Canada**

Référence : Environment Canada, 1997 ; L. Trip, données inédites

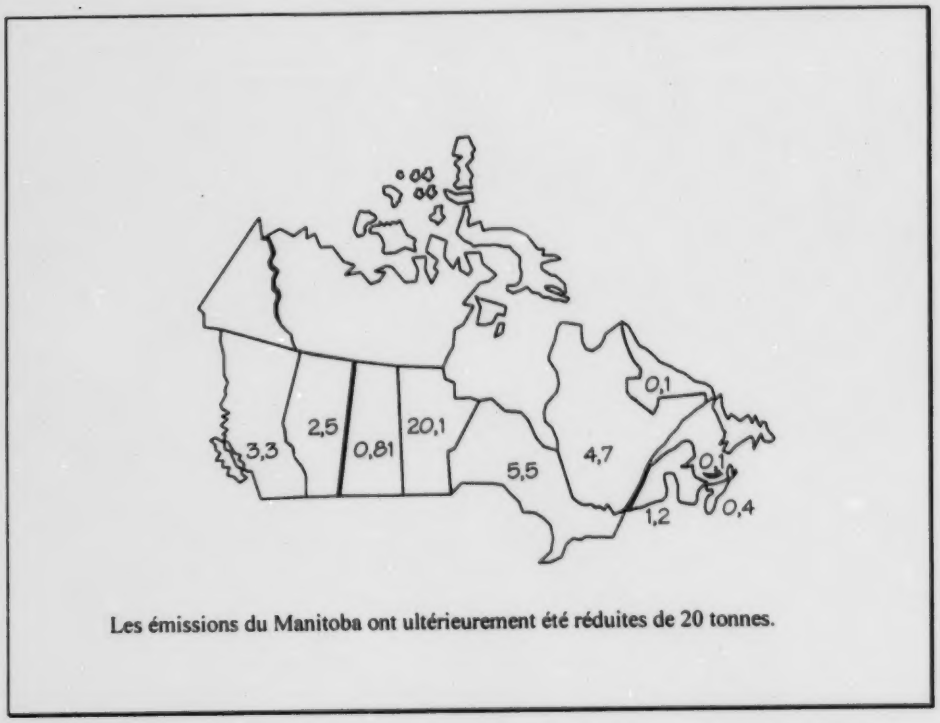
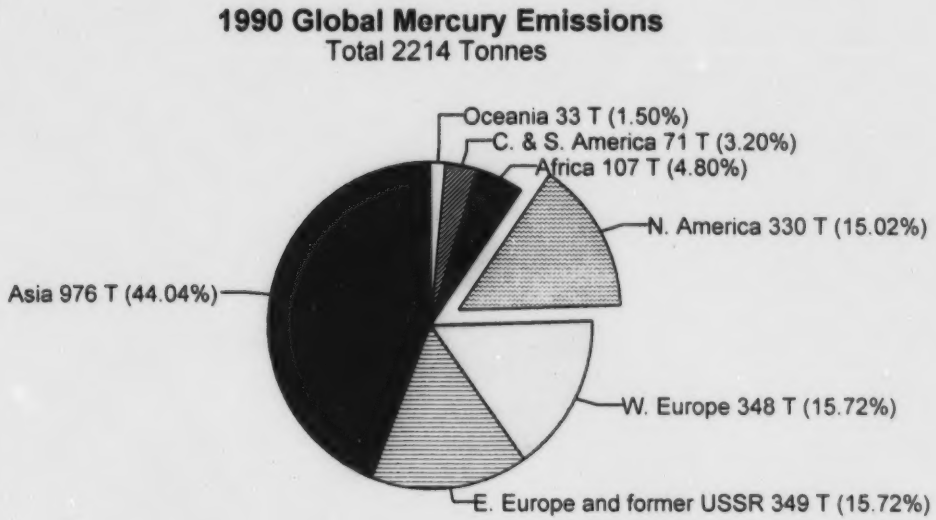


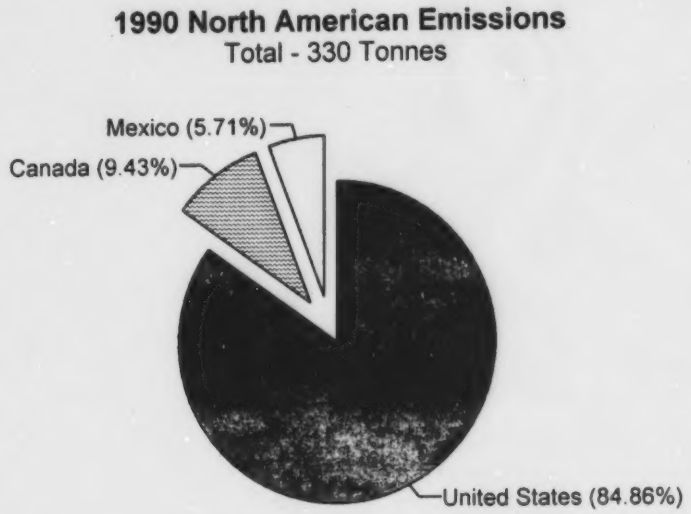

**Figure 2.** **Tonnes de mercure émises par chaque province candienne en 1990 selon les estimations de la Direction des questions atmosphériques transfrontalières d'Environnement Canada.**

Référence : Pilgrim et EMAN, 1998




**Émissions mondiales de mercure en 1990**
Total de 2214 tonnes

Océania = Océanie 33 t (1,50 %)
C. & S. America = Amérique centrale et Amérique du Sud 71 t (3,20 %)
Africa = Afrique 107 t (4,80 %)
N. America = Amérique du Nord 330 t (15,02 %)
W. Europe = Europe de l'Ouest 348 t (15,72 %)
E. Europe and former USSR = Europe de l'Est et ancienne URSS 349 t (15,72 %)
Asia = Asie 976 t (44,04 %)

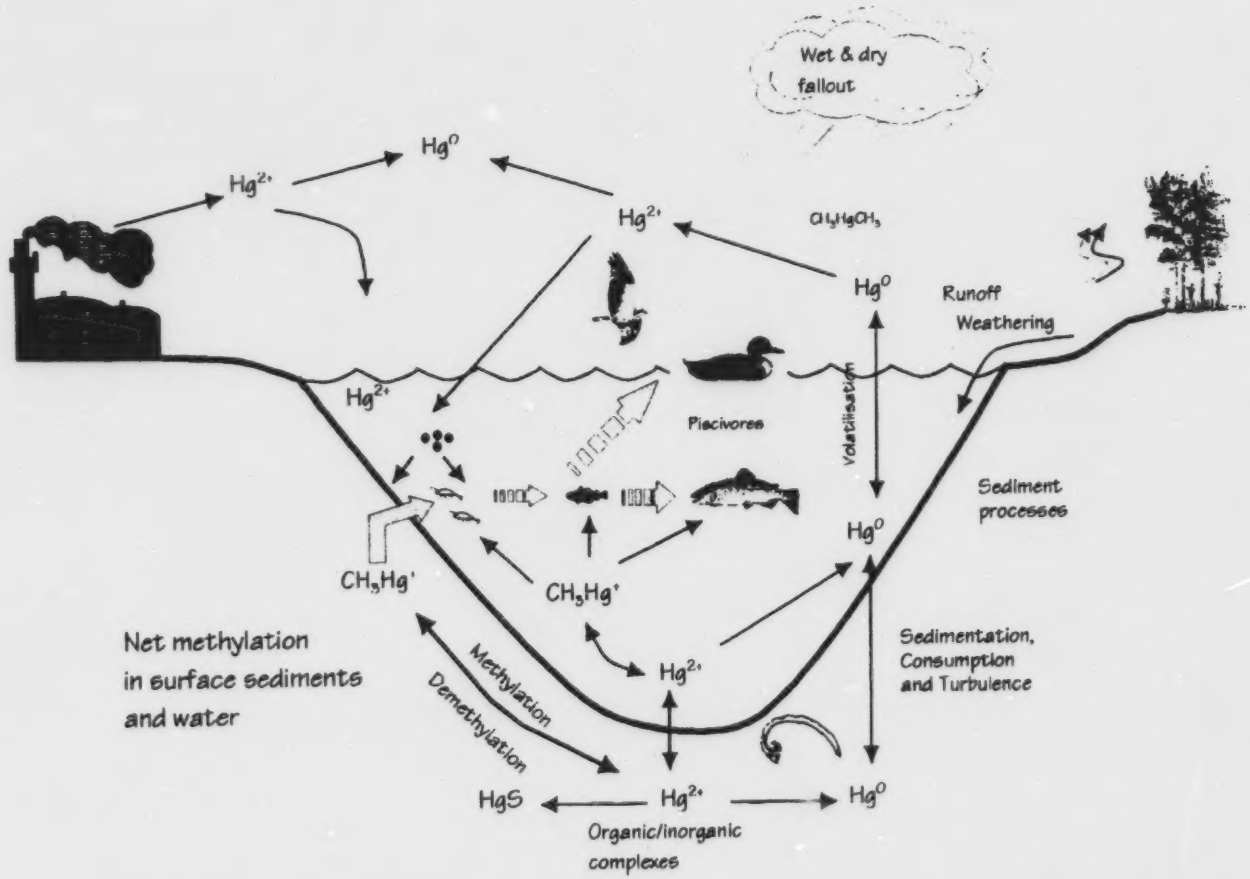



**Émissions nord-américaines de mercure en 1990**
Total de 330 tonnes

Mexico = Mexique (5,71 %)
Canada = Canada (9,43 %)
United States = États-Unis (84,86 %)

**Figure 3. Émissions mondiales et nord-américaines totales de mercure en 1990 selon la Direction des questions atmosphériques transfrontalières d'Environnement Canada.**

Référence : Environment Canada, 1997 ; L. Trip, 1999, Environnement Canada, comm. pers.


Wet & dry
fallout
$Hg^0$
$Hg^{2+}$
$Hg^{2+}$
$CH_3Hg^+$
$Hg^0$
Runoff
Weathering
$Hg^{2+}$
Piscivores
Volatilisation
Sediment
processes
$Hg^0$
$CH_3Hg^+$
$CH_3Hg^+$
Net methylation
in surface sediments
and water
Methylation
Demethylation
$Hg^{2+}$
Sedimentation,
Consumption
and Turbulence
HgS
$Hg^{2+}$
$Hg^0$
Organic/inorganic
complexes

(Figure 4)

Wet & dry fallout – Dépôts humides et dépôts secs
Runoff = Ruissellement
Weathering = Météorisation
Volatilisation = Volatilisation
Piscivores = Piscivores
Sediment processes = Processus associés aux sédiments
Sedimentation, consumption and turbulence = Sédimentation, consommation et turbulence
Organic/inorganic complexes = Complexes organiques et inorganiques
Methylation = Méthylation
Demethylation = Déméthylation
Net methylation in surface sediments and water = Méthylation nette dans les sédiments superficiels et l'eau

**Figure 4. Le cycle du mercure.**

**Annexe A : Stratégies canadiennes établies dans le cadre de la stratégie binationale visant l'élimination des substances toxiques anthropiques dans le bassin des Grands Lacs.**

Au Canada :

On estime que 2 700 à 3 450 kg de mercure sont rejetés chaque année dans l'atmosphère en Ontario à partir de sources anthropiques, tandis que 2 500 kg par an sont déchargés dans les eaux du bassin des Grands Lacs. En suivant le tracé arborescent des utilisations/sources du mercure, on a pu déceler et classer par ordre de priorité d'importantes sources de mercure. On encouragera les responsables de ces sources à élaborer des stratégies visant à réduire leurs rejets de 90 % par rapport à l'année de référence 1988, grâce à des mesures de prévention de la pollution.
Dans le cadre d'un partenariat avec Pollution Probe, le Canada et l'Ontario ont identifié des partenaires industriels éventuels qui participeraient à une initiative tripartite inédite visant à réduire ou à éliminer le mercure utilisé à des fins industrielles ou commerciales. On envisage de coordonner cet effort avec des partenaires américains et on partage les données et les méthodes avec le projet américain d'élimination virtuelle.
Les activités des entreprises à ce jour ont permis de réduire considérablement le contenu de mercure des batteries (60-90 %), des lampes fluorescentes (44 %) et des interrupteurs; des réductions supplémentaires sont prévues, par exemple de 90 % chez les fabricants de lampes fluorescentes d'ici l'an 2000. L'une des répercussions de l'utilisation du mercure dans le passé est que les émissions à partir des remblais sont peut-être une source d'émissions de mercure dans le bassin des Grands Lacs; cependant, il faudra étudier de plus près les quantités libérées et les mécanismes de contrôle éventuels.
En appliquant la structure analytique au mercure, on étudiera les renseignements pertinents recueillis au cours de travaux de recherche entrepris par Environnement Canada, Ressources naturelles Canada et d'autres organismes et ministères.
Le Canada collaborera avec les É.-U. et le Mexique pour mettre en application le Plan nord-américain d'action régionale pour le mercure et incorporera des objectifs de réduction du mercure dans ses partenariats avec les secteurs commerciaux et industriels de l'Ontario.

Référence : Environnement Canada et US EPA, 1997

**Annexe B-1 : Concentrations de mercure total et de méthylmercure dans les plantes aquatiques dulcicoles au Canada.**

| Endroit | Année | Espèce | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot kg^{-1}$ (poids sec) | MeHg $\mu g \cdot kg^{-1}$ (poids sec) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| BC : lac Nahounli | 1982 | Macrophyte *Myriophyllum spicatum* | Pousses | 8 | 38 ± 6 | n. i. | n. i. | Siegel *et al.*, 1985 |
| BC : lac Nahounli | 1982 | Macrophyte *Potamogeton* spp. | Pousses | 8 | 61 ± 11 | n. i. | n. i. | Siegel *et al.*, 1985 |
| BC : lac Pinchi | 1982 | Macrophyte *Myriophyllum spicatum* | Pousses | 8 | 37 à 176 | n. i. | n. i. | Siegel *et al.*, 1985 |
| BC : lac Pinchi | 1982 | Macrophyte *Potamogeton* spp. | Pousses | 8 | 15 à 132 | n. i. | n. i. | Siegel *et al.*, 1985 |
| ON : lac Bentshoe Muskoka-Haliburton | 1988 | Macrophyte *Eriocaulon septangulare* | Racines | 13 | 90 à 130 | n. i. | n. i. | Coquery et Welbourn, 1995 |
| ON : lac Bentshoe Muskoka-Haliburton | 1988 | Macrophyte *Eriocaulon septangulare* | Feuilles | 13 | 40 à 110 | n. i. | n. i. | Coquery et Welbourn, 1995 |
| ON : lac Chub, centre-sud de l'Ontario | 1981 | Algues filamenteuses *Mougeotia* spp. et *Spirogyra* spp. | Entier | 3 | 90 à 330 | n. i. | n. i. | Stokes *et al.*, 1983 |
| ON : lac Crosson, centre-sud de l'Ontario | 1981 | Algues filamenteuses *Mougeotia* spp. et *Spirogyra* spp. | Entier | 3 | 40 à 180 | n. i. | n. i. | Stokes *et al.*, 1983 |
| ON : lac Dickie, centre-sud de l'Ontario | 1981 | Algues filamenteuses *Mougeotia* spp. et *Spirogyra* spp. | Entier | 2 | 120; 120 | < 50 | n. i. | Stokes *et al.*, 1983 |
| ON : Région des lacs expérimentaux | 1992 | Macrophytes/carex et rubanier *Carex aquatilis*, *C. rostrata*, et *Sparganium* spp. | Entier | 4 | 6 à 18,8 | 1,3 à 6,4 | 37 | Moore *et al.*, 1995 |
| ON : Région des lacs expérimentaux, monticules | 1992 | Mousse/bryophyte *Sphagnum* spp. | Entier | 2 | 36,3 ± 10,7 | 0,45 ± 0,35 | 1,4 | Moore *et al.*, 1995 |

| Endroit | Année | Espèce | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot kg^{-1}$ (poids sec) | MeHg $\mu g \cdot kg^{-1}$ (poids sec) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ON : Région des lacs expérimentaux dépression/pelouse | 1992 | Mousse/bryophyte *Sphagnum* spp. | Entier | 5 | 46,7 ± 18,8 | 1,02 ± 0,63 | 2,5 | Moore *et al.*, 1995 |
| ON : Région des lacs expérimentaux fosse/cours d'eau | 1992 | Mousse/bryophyte *Sphagnum* spp. | Entier | 2 | 92,5 ± 38,1 | 20,4 ± 22,1 | 19 | Moore *et al.*, 1995 |
| ON : Région des lacs expérimentaux | 1992 | Mousse/bryophyte *Sphagnum angustifolium* | Capitules | n. i. | 91,9 | 2,5 | 2,7 | Moore *et al.*, 1995 |
| ON : Région des lacs expérimentaux | 1992 | Mousse/bryophyte *Sphagnum angustifolium* | Partie supérieure des tiges | n. i. | 116,8 | 1,6 | 1,4 | Moore *et al.*, 1995 |
| ON : Région des lacs expérimentaux | 1992 | Mousse/bryophyte *Sphagnum angustifolium* | Partie inférieure des tiges | n. i. | 125,3 | 0,3 | 0,3 | Moore *et al.*, 1995 |
| ON : lac Fawn, centre-sud de l'Ontario | 1981 | Algues filamenteuses *Mougeotia* spp. et *Spirogyra* spp. | Entier | 2 | 87; 96 | n. i. | n. i. | Stokes *et al.*, 1983 |
| ON : lac Harp, centre-sud de l'Ontario | 1981 | Algues filamenteuses *Mougeotia* spp. et *Spirogyra* spp. | Entier | 2 | 160; 220 | n. i. | n. i. | Stokes *et al.*, 1983 |
| ON : lac Heney, centre-sud de l'Ontario | 1981 | Algues filamenteuses *Mougeotia* spp. et *Spirogyra* spp. | Entier | 3 | 80 à 93 | 50 | 55 | Stokes *et al.*, 1983 |
| ON : riv. des Outaouais, près d'Ottawa | 1975 | Macrophyte *Elodea canadensis* | Pousses | 2 | 65 à 225 | n. i. | 30 | Mortimer, 1985 |
| ON : riv. des Outaouais, près d'Ottawa | 1975 | Macrophyte *Elodea canadensis* | Racines | 2 | 159 à 260 | n. i. | n. i. | Mortimer, 1985 |
| ON : riv. des Outaouais, près d'Ottawa | 1976 | Macrophyte *Elodea canadensis* | Pousses | 6 | n. i. | n. i. | 24 | Mortimer, 1985 |
| ON : riv. des Outaouais près d'Ottawa | 1976 | Macrophyte *Elodea canadensis* | Racines | 6 | n. i. | n. i. | 11 | Mortimer, 1985 |
| ON : riv. des Outaouais, près d'Ottawa | 1975 | Macrophyte *Phalaris arundinacea* | Pousses | 5 | 79 à 254 | n. i. | n. i. | Mortimer, 1985 |

| Endroit | Année | Espèce | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot kg^{-1}$ (poids sec) | MeHg $\mu g \cdot kg^{-1}$ (poids sec) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ON : riv. des Outaouais, près d'Ottawa | 1975 | Macrophyte *Phalaris arundinacea* | Racines | 4 | 211 à 448 | n. i. | n. i. | Mortimer, 1985 |
| ON : riv. des Outaouais, près d'Ottawa | 1975 | Macrophyte *Sagittaria latifolia* | Pousses | 4 | 54 à 94 | n. i. | 39 | Mortimer, 1985 |
| ON : riv. des Outaouais, près d'Ottawa | 1975 | Macrophyte *Sagittaria latifolia* | Racines | 4 | 111 à 207 | n. i. | 9 | Mortimer, 1985 |
| ON : riv. des Outaouais, près d'Ottawa | 1976 | Macrophyte *Sagittaria latifolia* | Pousses | 9 | n. i. | n. i. | 27 | Mortimer, 1985 |
| ON : riv. des Outaouais, près d'Ottawa | 1976 | Macrophyte *Sagittaria latifolia* | Racines | 9 | n. i. | n. i. | 12 | Mortimer, 1985 |
| ON : riv. des Outaouais, près d'Ottawa | 1975 | Macrophyte *Sparganium angustifolium* | Pousses | 3 | 71 à 215 | n. i. | 30 | Mortimer, 1985 |
| ON : riv. des Outaouais, près d'Ottawa | 1975 | Macrophyte *Sparganium angustifolium* | Racines | 3 | 97 à 252 | n. i. | 14 | Mortimer, 1985 |
| ON : riv. des Outaouais, près d'Ottawa | 1976 | Macrophyte *Sparganium angustifolium* | Pousses | 5 | n. i. | n. i. | 33 | Mortimer, 1985 |
| ON : riv. des Outaouais, près d'Ottawa | 1976 | Macrophyte *Sparganium angustifolium* | Racines | 8 | n. i. | n. i. | 8 | Mortimer, 1985 |
| ON : riv. des Outaouais, près d'Ottawa | 1975 | Macrophyte *Sparganium eurycarpum* | Pousses | 3 | 50 à 164 | n. i. | 48 | Mortimer, 1985 |
| ON : riv. des Outaouais, près d'Ottawa | 1975 | Macrophyte *Sparganium eurycarpum* | Racines | 3 | 48 à 550 | n. i. | 11 | Mortimer, 1985 |
| ON : riv. des Outaouais, près d'Ottawa | 1976 | Macrophyte *Sparganium eurycarpum* | Pousses | 4 | n. i. | n. i. | 23 | Mortimer, 1985 |
| ON : riv. des Outaouais, près d'Ottawa | 1976 | Macrophyte *Sparganium eurycarpum* | Racines | 4 | n. i. | n. i. | 8 | Mortimer, 1985 |

| Endroit | Année | Espèce | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot kg^{-1}$ (poids sec) | MeHg $\mu g \cdot kg^{-1}$ (poids sec) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ON : lac Plastic, centre-sud de l'Ontario | 1981 | Algues filamenteuses *Mougeotia* spp. et *Spirogyra* spp. | Entier | 2 | 160; 180 | n. i. | n. i. | Stokes *et al.*, 1983 |
| ON : lac Red Chalk, centre-sud de l'Ontario | 1981 | Algues filamenteuses *Mougeotia* spp. et *Spirogyra* spp. | Entier | 1 | 270 | n. i. | n. i. | Stokes *et al.*, 1983 |
| ON : fl. Saint-Laurent, près de Cornwall | 1994 | Macrophyte *Elodea canadensis* | Pousses | 40 | 58 à 225 | n. i. | n. i. | Thompson-Roberts *et al.*, 1999 |
| ON : fl. Saint-Laurent, près de Cornwall | 1994 | Macrophyte *Myriophyllum spicatum* | Pousses | 55 | 63 à 240 | n. i. | n. i. | Thompson-Roberts *et al.*, 1999 |
| ON : fl. Saint-Laurent, près de Cornwall | 1976 | Macrophyte *Myriophyllum spicatum* | Pousses | n. i. | 68 à 247 | n. i. | 0 à 30 | Mortimer, 1985 |
| ON : fl. Saint-Laurent, près de Cornwall | 1978 | Macrophyte *Myriophyllum spicatum* | Pousses | n. i. | 17 à 1600 | n. i. | 0 à 30 | Mortimer, 1985 |
| ON : fl. Saint-Laurent, près de Cornwall | 1994 | Macrophyte *Nuphar variegatum* | Feuilles<br>Pétioles | 115 | 8 à 21<br>6 à 37 | n. i. | n. i. | Thompson-Roberts *et al.*, 1999 |
| ON : fl. Saint-Laurent, près de Cornwall | 1994 | Macrophyte *Potamogeton crispus* | Pousses | 15 | 80 à 85 | n. i. | n. i. | Thompson-Roberts *et al.*, 1999 |
| ON : fl. Saint-Laurent, près de Cornwall | 1975 | Macrophyte *Sagittaria latifolia* | Pousses<br>Racines | n. i. | n. i. | n. i. | 38,6<br>8,7 | Mortimer, 1985 |
| ON : lac Swan, centre-sud de l'Ontario | 1981 | Algues filamenteuses *Mougeotia* spp. et *Spirogyra* spp. | Entier | 2 | 120; 130 | < 50 | n. i. | Stokes *et al.*, 1983 |
| ON : milieux humides (22), centre-sud de l'Ontario | 1993 | Macrophyte *Nuphar variegatum* | Feuilles<br>Pétioles | 110 | 13 à 29<br>14 à 31 | n. i. | n. i. | Thompson, 1996 |

n i. = non idiqué

**Annexe B-2a : Concentrations de mercure total et de méthylmercure chez les invertébrés dulcicoles au Canada.**

| Endroit | Année | Espèce | Stade ou taille | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[1] | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| MB : lac Mynarksi, réservoir Notigi | 1981 | Chironomes | Larves | Entier | 3 | 0,014 - 0,025 | n. i. | n. i. | Jackson, 1988b |
| MB : lac Mynarksi, réservoir Notigi | 1981 | Bivalves *Pelecypoda* | Adulte | Entier | 1 | 0,015 | n. i. | n. i. | Jackson, 1988b |
| MB : lac Mynarksi, réservoir Notigi | 1981 | Vers de terre *Oligochaeta* | Adulte | Entier | 1 | 0,337 | n. i. | n. i. | Jackson, 1988b |
| MB : lac Mynarksi, réservoir Notigi | 1981 | Vers ronds *Nematoda* | Adulte | Entier | 1 | 0,164 | n. i. | n. i. | Jackson, 1988b |
| MB : lac Notigi, réservoir Notigi | 1981 | Chironomes | Larves Nymphes | Entier | 1 | 0,024 0,026 | n. i. | n. i. | Jackson, 1988b |
| MB : lac Notigi, réservoir Notigi | 1981 | Vers de terre *Oligochaeta* | Adulte | Entier | 1 | 0,051 | n. i. | n. i. | Jackson, 1988b |
| MB : lac Notigi, réservoir Notigi | 1981 | Vers ronds *Nematoda* | Adulte | Entier | 1 | 0,032 | n. i. | n. i. | Jackson, 1988b |
| MB : lac Rat, réservoir Notigi | 1981 | Chironomes | Larves | Entier | 4 | 0,017 - 0,028 | n. i. | n. i. | Jackson, 1988b |
| MB : lac Rat, réservoir Notigi | 1981 | Bivalves *Pelecypoda* | Adulte | Entier | 1 | 0,078 | n. i. | n. i. | Jackson, 1988b |
| MB : lac Rat, réservoir Notigi | 1981 | Vers de terre *Oligochaeta* | Adulte | Entier | 1 | 0,043 | n. i. | n. i. | Jackson, 1988b |
| MB : lac Rat, réservoir Notigi | 1981 | Vers ronds *Nematoda* | Adulte | Entier | 1 | 0,097 | n. i. | n. i. | Jackson, 1988b |
| MB : lac Southern Indian, baie Long – eaux peu profondes | 1981 | Chironomes | Larves | Entier | 1 | 0,208 | n. i. | n. i. | Jackson, 1988b |
| MB : lac Southern Indian, baie Long – eaux peu profondes | 1981 | Bivalves *Pelecypoda* | Adulte | Entier | 1 | 0,307 | n. i. | n. i. | Jackson, 1988b |
| MB : lac Southern Indian, baie Long – eaux peu profondes | 1981 | Vers de terre *Oligochaeta* | Adulte | Entier | 1 | 0,698 | n. i. | n. i. | Jackson, 1988b |

| Endroit | Année | Espèce | Stade ou taille | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[1] | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| MB : lac Southern Indian, baie Long – eaux peu profondes | 1981 | Vers ronds *Nematoda* | Adulte | Entier | 1 | 0,459 | n. i. | n. i. | Jackson, 1988b |
| MB : lac Southern Indian, baie South | 1981 | Chironomes | Larves | Entier | 1 | 0,115 | n. i. | n. i. | Jackson, 1988b |
| MB : lac Southern Indian, baie South | 1981 | Bivalves *Pelecypoda* | Adulte | Entier | 1 | 0,023 | n. i. | n. i. | Jackson, 1988b |
| MB : lac Southern Indian, baie South | 1981 | Vers ronds *Nematoda* | Adulte | Entier | 1 | 0,110 | n. i. | n. i. | Jackson, 1988b |
| ON et QC : lacs entre 44°12' N – 48°07' N et 70°52' W – 80°17' W | 1990-1991 | Zooplankton[b] - non trié | >225 µm | Entier | 24 | 0,108 ± 0,076 p.s. | n. i. | n. i. | Tremblay *et al.*, 1995 |
| ON : lac Bear | 1986 | Écrevisse *Cambarus bartoni* | 7,1 ± 2,2 g | Muscle | 39 | 0,124 ± 0,044 | n. i. | n. i. | Allard et Stokes, 1989 |
| ON : lac Blue Chalk | 1991 | Écrevisse *Orconectes virilis* | 2,1-3,5 cm | Muscle | 11 | 0,022 à 0,055 | n. i. | n. i. | Headon *et al.*, 1996 |
| ON : lac Clay, bassin est | 1979 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 20 | 2,2 ± 0,66 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : lac Clay, bassin est | 1981 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 19 | 0,96 ± 0,34 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : lac Cygnet | 1980 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 18 | 0,06 ± 0,02 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : lac Dickie | 1986 | Écrevisse *Cambarus robustus* | 4,9 ± 5,5 g | Muscle | 19 | 0,087 ± 0,033 | n. i. | n. i. | Allard et Stokes, 1989 |
| ON : lac Eagle/ riv.Eagle | 1980 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | muscle | 31 | 0,07 ± 0,03 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : lac Eagle/ riv.Eagle | 1981 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 6 | 0,06 ± 0,05 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : lac Eaglenest | 1979 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 18 | 0,43 ± 0,12 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : lac Eaglenest | 1980 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 26 | 0,21 ± 0,10 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : réservoir de l'ELARP (lac 104) | 1992 | Moule dulcicole *Pyganodon grandis* | Adulte | Pied | 12 | 0,422 ± 0,033 p.s. | 0,250 ± 0,018 p.s. | 62 | Malley *et al.*, 1996 |

| Endroit | Année | Espèce | Stade ou taille | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[1] | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ON : réservoir de l'ELARP (lac 104) | 1992 | Moule dulcicole *Pyganodon grandis* | Adulte | Branchies | 11 | 0,315 ± 0,044 p.s. | 0,171 ± 0,019 p.s. | 58 | Malley *et al.*, 1996 |
| ON : réservoir de l'ELARP (lac 104) | 1992 | Moule dulcicole *Pyganodon grandis* | Adulte | Rein | 6 | 1,992 ± 0,250 p.s. | 0,288 ± 0,023 p.s. | 15 | Malley *et al.*, 1996 |
| ON : réservoir de l'ELARP (lac 104) | 1992 | Moule dulcicole *Pyganodon grandis*[c] | Adulte | Manteau | 12 | 0,245 ± 0,014 p.s. | 0,108 ± 0,009 p.s. | 45 | Malley *et al.*, 1996 |
| ON : réservoir de l'ELARP (lac 104) | 1992 | Moule dulcicole *Pyganodon grandis* | Adulte | Viscères | 12 | 0,322 ± 0,014 p.s. | 0,151 ± 0,009 p.s. | 47 | Malley *et al.*, 1996 |
| ON : réservoir de l'ELARP (lac 104) | 1992 | Moule dulcicole *Pyganodon grandis* | Adulte | Entier | 12 | 0,368 ± 0,018 p.s. | 0,161 ± 0,009 p.s. | 44 | Malley *et al.*, 1996 |
| ON : riv. English, en amont du lac Ball | 1979 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 30 | 0,25 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : riv. English, en amont du lac Ball | 1980 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 17 | 0,15 ± 0,06 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : riv. English, en amont du lac Ball | 1981 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 42 | 0,12 ± 0,06 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : riv. English, en aval du lac Ball | 1979 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 30 | 0,68 ± 0,36 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : riv. English, en aval du lac Ball | 1980 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 18 | 0,42 ± 0,20 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : riv. English, en aval du lac Ball | 1981 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 40 | 0,48 ± 0,23 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : lac Four Mile | 1986 | Écrevisse *Orconectes propinquus* | 2,8 ± 1,1 g | Muscle | 27 | 0,042 ± 0,018 | n. i. | n. i. | Allard et Stokes, 1989 |
| ON : lac Four Mile | 1986 | Écrevisse *Orconectes virilis* | 4,9 ± 2,3 g | Muscle | 14 | 0,095 ± 0,025 | n. i. | n. i. | Allard et Stokes, 1989 |
| ON : lac Galeairy | 1986 | Écrevisse *Orconectes obscurus* | 4,4 ± 2,3 g | Muscle | 31 | 0,073 ± 0,029 | n. i. | n. i. | Allard et Stokes, 1989 |

| Endroit | Année | Espèce | Stade ou taille | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[1] | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ON : lac Gull | 1986 | Écrevisse *Cambarus robustus* | 16,8 ± 9,7 g | Muscle | 22 | 0,062 ± 0,036 | n. i. | n. i. | Allard et Stokes, 1989 |
| ON : lac Kimball | 1986 | Écrevisse *Cambarus bartoni* | 7,3 ± 3,5 g | Muscle | 43 | 0,089 ± 0,057 | n. i. | n. i. | Allard et Stokes, 1989 |
| ON : lac Vernon | 1986 | Écrevisse *Cambarus bartoni* | 10,2 ± 3,4g | Muscle | 30 | 0,227 ± 0,102 | n. i. | n. i. | Allard et Stokes, 1989 |
| ON : lac Vernon, Tête | 1986 | Écrevisse *Cambarus bartoni* | 4,9 ± 3,8 g | Muscle | 8 | 0,304 ± 0,073 | n. i. | n. i. | Allard et Stokes, 1989 |
| ON : lacs du centre-sud de l'Ontario | 1993 | *Daphnia* spp. | Adulte >363 µm | Entier | 24 | n. i. | 0,019 à 0,448 p.s. | n. i. | Westcott et Kalff, 1996 |
| ON : lac Little Hawk | 1986 | Écrevisse *Cambarus bartoni* | 7,1 ± 2,8 g<br>8,7 ± 3,5 g | Muscle | 16 | 0,073 ± 0,038<br>0,072 ± 0,020 | n. i. | n. i. | Allard et Stokes, 1989 |
| ON : lac Little Hawk, tête | 1986 | Écrevisse *Cambarus bartoni* | 2,9 ± 1,6 g<br>2,7 ± 3,1 g | Muscle | 6<br>8 | 0,197 ± 0,101<br>0,123 ± 0,020 | n. i. | n. i. | Allard et Stokes, 1989 |
| ON : lac Opeongo | 1986 | Écrevisse *Cambarus bartoni* | 4,5 ± 2,2 g | Muscle | 31 | 0,077 ± 0,043 | n. i. | n. i. | Allard et Stokes, 1989 |
| ON : lac Peninsula | 1986 | Écrevisse *Cambarus bartoni* | 5,4 ± 1,8 g | Muscle | 40 | 0,069 ± 0,030 | n. i. | n. i. | Allard et Stokes, 1989 |
| ON : lac Rebecca | 1986 | Écrevisse *Cambarus bartoni* | 10,0 ± 4,0 g | Muscle | 33 | 0,145 ± 0,070 | n. i. | n. i. | Allard et Stokes, 1989 |
| ON : lac Rebecca | 1986 | Écrevisse *Orconectes virilis* | 9,3 ± 6,5 g | Muscle | 27 | 0,059 ± 0,035 | n. i. | n. i. | Allard et Stokes, 1989 |
| ON : lac Roughrock | 1980 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 11 | 0,16 ± 0,06 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : lac Round | 1986 | Écrevisse *Cambarus bartoni* | 4,5 ± 2,5 g | Muscle | 35 | 0,081 ± 0,047 | n. i. | n. i. | Allard et Stokes, 1989 |
| ON : lac Sand | 1979 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 14 | 0,26 ± 0,11 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : méthylmercure

| Endroit | Année | Espèce | Stade ou taille | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[1] | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ON : lac Umfreville | 1980 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 4 | 0,25 ± 0,08 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : lac Wabigoon | 1987 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 28 | 0,15[d] | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1988 |
| ON : lac Wabigoon | 1979 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 28 | 0,16 ± 0,16 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : lac Wabigoon | 1980 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 30 | 0,09 ± 0,04 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : lac Wabigoon | 1981 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 4 | 0,07 ± 0,03 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : riv. Wabigoon, en amont du lac Ball | 1979 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 21 | 0,80 ± 0,20 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : riv. Wabigoon, en amont du lac Ball | 1980 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 29 | 1,7 ± 0,49 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : riv. Wabigoon, en amont du lac Ball | 1981 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 40 | 0,91 ± 0,25 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : riv. Wabigoon, en amont du lac Clay | 1980 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 30 | 0,79 ± 0,26 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : riv. Wabigoon, en amont du lac Clay | 1981 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 13 | 0,76 ± 0,20 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : riv. Wabigoon, en aval du lac Clay | 1981 | Écrevisse *Orconectes virilis* | Adulte | Muscle | 15 | 0,75 ± 0,25 | n. i. | n. i. | Parks *et al.*, 1991 |
| ON : lac Waseosa | 1986 | Écrevisse *Orconectes propinquus* | 2,5 ± 1,0 g<br>8,6 ± 3,9 g<br>3,4 ± 2,3 g | Muscle | 34<br>23<br>23 | 0,095 ± 0,052<br>0,082 ± 0,034<br>0,083 ± 0,036 | n. i. | n. i. | Allard et Stokes, 1989 |
| QC : lac Duncan, lac témoin pour le réservoir La Grande | 1992 | Coleoptera Dytiscidae | Larves/ nymphes | Entier | 11 | 0,175 p.s. | 0,107 p.s. | 61 | Tremblay *et al.*, 1996 |
| QC : lac Duncan, lac témoin pour le réservoir La Grande | 1992 | Corixidae *Sigara* spp. | Larves/ nymphes | Entier | 17 | 0,256 p.s. | 0,124 p.s. | 49 | Tremblay *et al.*, 1996 |

| Endroit | Année | Espèce | Stade ou taille | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[1] | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| QC : lac Duncan, lac témoin pour le réservoir La Grande | 1992 | Ephemeroptera *Leptophlebia* spp. | Larves/ nymphes | Entier | 11 | 0,129 p.s. | 0,014 p.s. | 11 | Tremblay *et al.*, 1996 |
| QC : lac Duncan, lac témoin pour le réservoir La Grande | 1992 | Odonata *Somatochlora* spp. | Larves/ nymphes | Entier | 4 | 0,136 p.s. | 0,102 p.s. | 75 | Tremblay *et al.*, 1996 |
| QC : lac Duncan, lac témoin pour le réservoir La Grande | 1992 | Trichoptera *Agrypnia* spp. | Larves/ nymphes | Entier | 5 | 0,124 p.s. | 0,061 p.s. | 50 | Tremblay *et al.*, 1996 |
| QC : lac Duncan, lac témoin pour le réservoir La Grande | 1992 | Trichoptera *Grammotaulius* spp. | Larves/ nymphes | Entier | 4 | 0,120 p.s. | 0,056 p.s. | 47 | Tremblay *et al.*, 1996 |
| QC : lac Duncan, lac témoin pour le réservoir La Grande | 1992 | Trichoptera *Asynarchus* spp | Larves/ nymphes | Entier | 10 | 0,143 p.s. | 0,029 p.s. | 20 | Tremblay *et al.*, 1996 |
| QC : réservoir La Grande-1 | 1992 | Chironomes | Larves/ nymphes | Entier | 12 | 1,020 p.s. | 0,064 p.s. | 6 | Tremblay *et al.*, 1996 |
| QC : réservoir La Grande-1 | 1992 | Corixidae *Sigara* spp. | Larves/ nymphes | Entier | 10 | 0,514 p.s. | 0,411 p.s. | 80 | Tremblay *et al.*, 1996 |
| QC : réservoir La Grande-2 (digue 14) | 1992 | Coleoptera Dytiscidae | Larves/ nymphes | Entier | 12 | 0,621 p.s. | 0,473 p.s. | 76 | Tremblay *et al.*, 1996 |
| QC : réservoir La Grande-2 (digue 14) | 1992 | Corixidae *Sigara* spp. | Larves/ nymphes | Entier | 14 | 0,551 p.s. | n. i. | n. i. | Tremblay *et al.*, 1996 |
| QC : réservoir La Grande-2 (digue 14) | 1992 | Ephemeroptera *Leptophlebia* spp. | Larves/ nymphes | Entier | 32 | 0,139 p.s. | 0,069 p.s. | 49 | Tremblay *et al.*, 1996 |
| QC : réservoir La Grande-2 (digue 14) | 1992 | Trichoptera *Agrypnia* spp. | Larves/ nymphes | Entier | 4 | 0,292 p.s. | 0,059 p.s. | 20 | Tremblay *et al.*, 1996 |
| QC : réservoir La Grande-2 bras nord | 1992 | Chironomes | Larves/ nymphes | Entier | 8 | 0,285 p.s. | 0,073 p.s. | 26 | Tremblay *et al.*, 1996 |
| QC : réservoir La Grande-2 bras nord | 1992 | Corixidae *Sigara* spp. | Larves/ nymphes | Entier | 13 | 1,371 p.s. | 1,043 p.s. | 76 | Tremblay *et al.*, 1996 |
| QC : réservoir La Grande-2 bras nord | 1992 | Odonata *Somatochlora* spp. | Larves/ nymphes | Entier | 5 | 0,283 p.s. | 0,211 p.s. | 75 | Tremblay *et al.*, 1996 |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : méthylmercure

| Endroit | Année | Espèce | Stade ou taille | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[1] | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| QC : réservoir La Grande-2 bras nord | 1992 | Trichoptera *Asynarchus* spp. | Larves/ nymphes | Entier | 19 | 0,330 p.s. | 0,081 p.s. | 24 | Tremblay *et al.*, 1996 |
| QC : réservoir La Grande-2 bras sud | 1992 | Chironomes | Larves/ nymphes | Entier | 66 | 0,501 p.s. | 0,076 p.s. | 15 | Tremblay *et al.*, 1996 |
| QC : réservoir La Grande-2 bras sud | 1992 | Corixidae *Sigara* spp. | Larves/ nymphes | Entier | 44 | 1,675 p.s. | 1,519 p.s. | 91 | Tremblay *et al.*, 1996 |
| QC : réservoir La Grande-2 bras sud | 1992 | Ephemeroptera *Leptophlebia* spp. | Larves/ nymphes | Entier | 7 | 0,224 p.s. | 0,081 p.s. | 36 | Tremblay *et al.*, 1996 |
| QC : réservoir La Grande-2 bras sud | 1992 | Odonata *Somatochlora* spp. | Larves/ nymphes | Entier | 3 | 0,615 p.s. | 0,615 p.s. | 100 | Tremblay *et al.*, 1996 |
| QC : réservoir La Grande-2 bras sud | 1992 | Trichoptera *Asynarchus* spp. | Larves/ nymphes | Entier | 10 | 0,544 p.s. | 0,106 p.s. | 20 | Tremblay *et al.*, 1996 |
| SK : lac Buffalo Pound | 1985 | Moule dulcicole *Pyganodon grandis*[d] | Adulte | Muscle | 12 | 0,20 ± 0,07 | n. i. | n. i. | Hammer *et al.*, 1988 |

n i. = non indiqué

Var. = Variation dans le nombre d'echantillons

[a] Sauf indication contraire, soit p.s. = poids sec.

[b] Les débris non zooplanctoniques n'ont pas été séparés des échantillons bruts.

[c] Anciennement *Anodonta grandis grandis*

[d] Les auteurs ont supposé que le Hg total était constitué essentiellement de MeHg.

**Annexe B-2b : Concentrations de mercure total et de méthylmercure chez les invertébrés marins au Canada.**

| Endroit | Année | Espèce | Stade ou taille | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| QC : fjord du Saguenay, embouchure | 1976-1977 | Moule Mytilus edulis | Adulte | Tissus mous | n. i. | 0,629<br>0,165 | n. i. | n. i. | Cossa et Rondeau, 1985 |
| QC : rive sud, estuaire maritime | 1976-1977 | Moule *Mytilus edulis* | Adulte | Tissus mous | n. i. | 0,459 ± 0,041<br>0,267 ± 0,034 | n. i. | n. i. | Cossa et Rondeau, 1985 |
| QC : Gaspésie | 1976-1977 | Moule *Mytilus edulis* | Adulte | Tissus mous | n. i. | 0,301 ± 0,071<br>0,120 ± 0,015 | n. i. | n. i. | Cossa et Rondeau, 1985 |

n i. = non indiqué

**Annexe B-3a : Concentrations de mercure total et de méthylmercure dans les poissons dulcicoles au Canada.**

| Endroit | Année | Espèce | Stade, âge ou taille | Sexe | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | Autres informations | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| AB : lac Giauque 63° 10' N | 1977 | Touladi *Salvelinus namaycush* | Adulte 10-22 ans | n. i. | Muscle | 31 | 3,79 (moyenne) 1,38 à 12,30 | n. i. | Contaminé | Moore et Sutherland, 1980 |
| AB : lac Giauque 63° 10' N | 1977 | Grand brochet *Esox lucius* | Adulte 8-22 ans | n. i. | Muscle | 27 | 1,75 (moyenne) 0,55 à 4,80 | n. i. | Contaminé | Moore et Sutherland, 1980 |
| AB : lac Giauque 63° 10' N | 1977 | Ménomini rond *Prosopium cylindraceum* | Adulte 9-20 ans | n. i. | Muscle | 35 | 1,22 (moyenne) 0,44 à 2,64 | n. i. | Contaminé | Moore et Sutherland, 1980 |
| AB : lac Hidden, au sud du lac Thompson | 1978 | Grand corégone *Coregonus clupeaformis* | Adulte 4-17 ans | n. i. | Muscle | 13 | 0,20 (moyenne) 0,02 à 0,39 | n. i. | Lac témoin pour le lac Thompson | Moore et Sutherland, 1980 |
| AB : riv. Saskatchewan Nord, en aval d'Edmonton | 1982 | Laquaiche aux yeux d'or *Hiodon alosoides* | n. i. | n. i. | Muscle | 69 | 0,594 ± 0,074 (IC 95 %) 0,294 à 1,766 | n. i. | 93 % de MeHg | Ramamoorthy *et al.*, 1985 |
| AB : riv. Saskatchewan Nord, en aval d'Edmonton | 1982 | Meunier rouge *Catostomus catostomus* | n. i. | n. i. | Muscle | 46 | 0,245 ± 0,029 (IC 95 %) 0,062 à 0,548 | n. i. | 77 % de MeHg | Ramamoorthy *et al.*, 1985 |
| AB : riv. Saskatchewan Nord, en aval d'Edmonton | 1982 | Grand brochet *Esox lucius* | n. i. | n. i. | Muscle | 43 | 0,314 ± 0,066 (IC 95 %) 0,044 à 1,039 | n. i. | 90 % de MeHg | Ramamoorthy *et al.*, 1985 |
| AB : riv. Saskatchewan Nord, en aval d'Edmonton | 1982 | Suceur rouge *Moxostoma macrolepidotum* | n. i. | n. i. | Muscle | 23 | 0,368 ± 0,047 (IC 95 %) 0,212 à 0,619 | n. i. | 87 % de MeHg | Ramamoorthy *et al.*, 1985 |

| Endroit | Année | Espèce | Stade, âge ou taille | Sexe | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | Autres informations | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| AB : riv. Saskatchewan Nord, en aval d'Edmonton | 1982 | Doré noir *Stizostedion canadense* | n. i. | n. i. | Muscle | 26 | 0,743 ± 0,094 (IC 95 %) 0,271 à 1,585 | n. i. | 92 % de MeHg | Ramamoorthy *et al.*, 1985 |
| AB : riv. Saskatchewan Nord, en aval d'Edmonton | 1982 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | n. i. | n. i. | Muscle | 35 | 0,645 ± 0,104 (IC 95 %) 0,140 à 1,202 | n. i. | 93 % de MeHg | Ramamoorthy *et al.*, 1985 |
| AB : riv. Saskatchewan Nord, en aval d'Edmonton | 1982 | Meunier noir *Catostomus commersoni* | n. i. | n. i. | Muscle | 27 | 0,313 ± 0,061 (IC 95 %) 0,028 à 0,659 | n. i. | 87 % de MeHg | Ramamoorthy *et al.*, 1985 |
| AB : riv. Saskatchewan Nord, en amont d'Edmonton | 1982 | Laquaiche aux yeux d'or *Hiodon alosoides* | n. i. | n. i. | Muscle | 10 | 0,452 ± 0,072 (IC 95 %) 0,295 à 0,633 | n. i. | 93 % de MeHg | Ramamoorthy *et al.*, 1985 |
| AB : riv. Saskatchewan Nord, en amont d'Edmonton | 1982 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | n. i. | n. i. | Muscle | 8 | 0,369 ± 0,112 (IC 95 %) 0,228 à 0,625 | n. i. | 95 % de MeHg | Ramamoorthy *et al.*, 1985 |
| AB : lacs Thistlethwaite et Unnamed | 1977-1978 | Touladi *Salvelinus namaycush* | Adulte 5-19 ans | n. i. | Muscle | 32 | 0,11 à 1,00 | n. i. | Témoins | Moore et Sutherland, 1980 |
| AB : lacs Thistlethwaite, Unnamed et Hidden | 1977-1978 | Grand brochet *Esox lucius* | Adulte 12-26 ans | n. i. | Muscle | 22 | 0,05 à 1,91 | n. i. | Témoins | Moore et Sutherland, 1980 |
| AB : lac Thompson, 62° 37' N | 1978 | Grand corégone *Coregonus clupeaformis* | Adulte 3-15 ans | n. i. | Muscle | 33 | 0,20 (moyenne) 0,03 à 0,62 | n. i. | Lac contaminé[b] | Moore et Sutherland, 1980 |
| AB : lac Thompson, 62° 37' N | 1978 | Grand brochet *Esox lucius* | Adulte 5-15 ans | n. i. | Muscle | 16 | 1,69 (moyenne) 1,02 à 3,11 | n. i. | Contaminé | Moore et Sutherland, 1980 |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : méthylmercure

| Endroit | Année | Espèce | Stade, âge ou taille | Sexe | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | Autres informations | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| BC : lac Kamloops | 1995 | Lotte *Lota lota* | n. i. | n. i. | Foie | 5 | < 0,05 | 0,01<br>0,01 à 0,02 | -- | McDonald *et al.*, 1999[c] |
| BC : lacs (5) | 1982-1987 | Ombre arctique *Thymallus arcticus* | Adulte | n. i. | Foie | 1 | 0,08 | n. i. | -- | Rieberger, 1992 |
| BC : lacs (5) | 1982-1987 | Ombre arctique *Thymallus arcticus* | Adulte | n. i. | Muscle | 21 | 0,08 ± 0,04 é.-t. | n. i. | -- | Rieberger, 1992 |
| BC : lacs (11) | 1982-1987 | Truite fardée *Salmo clarki* | Adulte | n. i. | Foie | 13 | 0,35 ± 0,25 é.-t. | n. i. | -- | Rieberger, 1992 |
| BC : lacs (11) | 1982-1987 | Truite fardée *Salmo clarki* | Adulte | n. i. | Muscle | 54 | 0,29 ± 0,25 é.-t. | n. i. | -- | Rieberger, 1992 |
| BC : lacs (12) | 1982-1987 | Dolly Varden *Salvelinus malma* | Adulte | n. i. | Foie | 9 | 0,11 ± 0,12 é.-t. | n. i. | -- | Rieberger, 1992 |
| BC : lacs (12) | 1982-1987 | Dolly Varden *Salvelinus malma* | Adulte | n. i. | Muscle | 46 | 0,15 ± 0,22 é.-t. | n. i. | -- | Rieberger, 1992 |
| BC : lacs (5) | 1982-1987 | Touladi *Salvelinus namaycush* | Adulte | n. i. | Foie | 3 | 0,09 ± 0,04 é.-t. | n. i. | -- | Rieberger, 1992 |
| BC : lacs (5) | 1982-1987 | Touladi *Salvelinus namaycush* | Adulte | n. i. | Muscle | 25 | 0,26 ± 0,26 é.-t. | n. i. | -- | Rieberger, 1992 |
| BC : lacs (4) | 1982-1987 | Ménomini de montagnes *Prosopium williamsoni* | Adulte | n. i. | Foie | 3 | 0,12 ± 0,02 é.-t. | n. i. | -- | Rieberger, 1992 |
| BC : lacs (4) | 1982-1987 | Ménomini de montagnes *Prosopium williamsoni* | Adulte | n. i. | Muscle | 15 | 0,11 ± 0,09 é.-t. | n. i. | -- | Rieberger, 1992 |
| BC : lacs (24) | 1982-1987 | Truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* | Adulte | n. i. | Foie | 17 | 0,11 ± 0,11 é.-t. | n. i. | -- | Rieberger, 1992 |

| Endroit | Année | Espèce | Stade, âge ou taille | Sexe | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | Autres informations | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| BC : lacs (24) | 1982-1987 | Truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* | Adulte | n. i. | Muscle | 97 | 0,09 ± 0,05 é.-t. | n. i. | -- | Rieberger, 1992 |
| BC : lac Moose | 1995 | Lotte *Lota lota* | n. i. | n. i. | Foie | 5 | 0,03<br>0,02 à 0,08 | 0,04<br>< 0,05 à 0,12 | -- | McDonald *et al.*, 1999[3] |
| BC : lac Nicola | 1995 | Lotte *Lota lota* | n. i. | n. i. | Foie | 5 | 0,04<br>< 0,05 à 0,08 | 0,03<br>< 0,05 à 0,07 | -- | McDonald *et al.*, 1999 |
| BC : lacs du nord (5) | Années 1970 | Lotte *Lota lota* | 51 – 71 cm | n. i. | Muscle ou entier | Var. | 0,25 à 0,46 (plage des moyennes) | n. i. | Région de la faille Pinchi | Watson, 1992 |
| BC : lacs du nord (3) | Années 1970 | Kokani *Oncorhynchus nerka kennerlyi* | 1000 – 3500 g | n. i. | Muscle ou entier | Var. | 0,03 à 0,07 (plage des moyennes) | n. i. | Région de la faille Pinchi | Watson, 1992 |
| BC : lacs du nord (14) | Années 1970 et 1980 | Touladi *Salvelinus namaycush* | 28 – 99 cm | n. i. | Muscle ou entier | Var. | 0,17 à 0,63 (plage des moyennes) | n. i. | Région de la faille Pinchi | Watson, 1992 |
| BC : lacs du nord (10) | Années 1970 et 1980 | Truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* | 23 – 77 cm | n. i. | Muscle ou entier | Var. | 0,10 à 0,27 (plage des moyennes) | n. i. | Région de la faille Pinchi | Watson, 1992 |
| BC : rivières du nord | Années 1970 et 1980 | Omble à tête plate *Salvelinus confluentus* | 20 – 85 cm | n. i. | Muscle ou entier | Var. | 0,02 à 0,78 (plage des moyennes) | n. i. | -- | Watson, 1992 |
| BC : rivières du nord | Années 1970 et 1980 | Grand corégone *Coregonus clupeaformis* | 32 – 51 cm | n. i. | Muscle ou entier | 21 | 0,07 à 0,26 (plage des moyennes) | n. i. | -- | Watson, 1992 |
| BC : rivières du nord | Années 1970 et 1980 | Truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* | 15 – 42 cm | n. i. | Muscle ou entier | 37 | 0,03 à 0,12 (plage des moyennes) | n. i. | -- | Watson, 1992 |
| BC : lac Pinchi | 1986 | Omble à tête plate *Salvelinus confluentus* | 30 – 36 cm | n. i. | Muscle ou entier | 3 | 0,65 (moyenne)<br>0,49 à 0,75 | n. i. | Hg naturel abondant | Watson, 1992 |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : méthylmercure

| Endroit | Année | Espèce | Stade, âge ou taille | Sexe | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | Autres informations | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| BC : lac Pinchi | 1975 | Kokani *Oncorhynchus nerka kennerlyi* | 22 – 26 cm | n. i. | Muscle ou entier | 6 | 0,48 (moyenne) 0,32 à 0,76 | n. i. | Hg naturel abondant | Watson, 1992 |
| BC : lac Pinchi | Années 1970, 1986 | Touladi *Salvelinus namaycush* | 24 – 72 cm | n. i. | Muscle ou entier | Var. | 1,06 à 5,78 (plage des moyennes) | n. i. | Hg naturel abondant | Watson, 1992 |
| BC : lac Pinchi | 1975-1986 | Grand corégone *Coregonus clupeaformis* | 26 – 46 cm | n. i. | Muscle ou entier | Var. | 0,65 à 0,90 (plage des moyennes) | n. i. | Hg naturel abondant | Watson, 1992 |
| BC : lac Pinchi | Années 1970 1986 | Truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* | 14 – 32 cm | n. i. | Muscle ou entier | 16 | 0,20 à 0,40 (plage des moyennes) | n. i. | Hg naturel abondant | Watson, 1992 |
| BC : lac Stuart | 1995 | Lotte *Lota lota* | n. i. | n. i. | Foie | 5 | 0,04 < 0,05 à 0,10 | 0,03 0,02 à 0,09 | -- | McDonald *et al.*, 1999 |
| BC : lac Williston, derrière le barrage Bennett | Années 1980 | Omble à tête plate *Salvelinus confluentus* | 20 – 88 cm | n. i. | Muscle ou entier | Var. | 0,25 à 1,62 (plage des moyennes pour les sites) | n. i. | -- | Watson, 1992 |
| BC : lac Williston, derrière le barrage Bennett | Années 1980 | Lotte *Lota lota* | 24 – 83 cm | n. i. | Muscle ou entier | Var. | 0,26 à 0,33 (plage des moyennes pour les sites) | n. i. | -- | Watson, 1992 |
| BC : lac Williston, derrière le barrage Bennett | Années 1980 | Kokani *Oncorhynchus nerka kennerlyi* | 20 – 31 cm | n. i. | Muscle ou entier | Var. | 0,04 à 0,31 (plage des moyennes pour les sites) | n. i. | -- | Watson, 1992 |
| BC : lac Williston, derrière le barrage Bennett | 1980 | Touladi *Salvelinus namaycush* | 39 – 49 cm | n. i. | Muscle ou entier | Var. | 0,24 à 0,32 (plage des moyennes pour les sites) | n. i. | -- | Watson, 1992 |
| BC : lac Williston, derrière le barrage Bennett | Années 1980 | Truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* | 22 – 41 cm | n. i. | Muscle ou entier | Var. | 0,04 à 0,08 (plage des moyennes pour les sites) | n. i. | -- | Watson, 1992 |
| MB : lac Cliff | 1976 | Grand brochet *Esox lucius* | 1-7 ans | n. i. | Foie | 23 | 0,06 - 0,72 | n. i. | Près d'une fonderie de métaux communs | McFarlane et Franzin, 1980 |

| Endroit | Année | Espèce | Stade, âge ou taille | Sexe | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | Autres informations | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| MB : lac Footprint, en aval du réservoir Notigi | 1978-1981 | Grand brochet *Esox lucius* | 45,7–52,6 cm | n. i. | Muscle | 58 | 0,81 (moyenne de toutes les moyennes des sites pour 3 ans) | n. i. | Débordement de la Churchill | Bodaly *et al.*, 1984 |
| MB : lac Footprint, en aval du réservoir Notigi | 1978-1981 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 37,6–39,4 cm | n. i. | Muscle | 82 | 0,95 (moyenne de toutes les moyennes des sites pour 3 ans) | n. i. | Débordement de la Churchill | Bodaly *et al.*, 1984 |
| MB : lac Hamell | 1976 | Grand brochet *Esox lucius* | 2-5 ans | n. i. | Foie | 18 | 0,08 à 0,86 | n. i. | Près d'une fonderie de métaux communs | McFarlane et Franzin, 1980 |
| MB : lac Isset, réservoir Notigi | 1975-1982 | Grand corégone *Coregonus clupeaformis* | 31,0–38,4 cm | n. i. | Muscle | 54 | 0,23 (moyenne de toutes les moyennes des sites pour 3 ans) | n. i. | Débordement de la Churchill | Bodaly *et al.*, 1984 |
| MB : lac Isset, réservoir Notigi | 1978-1982 | Grand brochet *Esox lucius* | 57,3–59,6 cm | n. i. | Muscle | 31 | 0,76 (moyenne de toutes les moyennes des sites pour 2 ans) | n. i. | Débordement de la Churchill | Bodaly *et al.*, 1984 |
| MB : lac Isset, réservoir Notigi | 1978-1982 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 34,7–38,9 cm | n. i. | Muscle | 24 | 1,16 (moyenne de toutes les moyennes des sites pour 2 ans) | n. i. | Débordement de la Churchill | Bodaly *et al.*, 1984 |
| MB : lac Mystery, en aval du réservoir Notigi | 1979 | Grand brochet *Esox lucius* | 54,1 cm (moyenne) | n. i. | Muscle | 45 | 0,79 (moyenne de toutes les moyennes des sites pour 1 an) | n. i. | Débordement de la Churchill | Bodaly *et al.*, 1984 |
| MB : lac Mystery, en aval du réservoir Notigi | 1979 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 46,2 cm | n. i. | Muscle | 33 | 1,13 | n. i. | Débordement de la Churchill | Bodaly *et al.*, 1984 |
| MB : lac Notigi, réservoir Notigi | 1980-1981 | Grand corégone *Coregonus clupeaformis* | 30,9–42,1 cm | n. i. | Muscle | 44 | 0,18 (moyenne de toutes les moyennes des sites pour 2 ans) | n. i. | Débordement de la Churchill | Bodaly *et al.*, 1984 |
| MB : lac Notigi, réservoir Notigi | 1977-1982 | Grand brochet *Esox lucius* | 58,1–78,8 cm | n. i. | Muscle | 68 | 1,83 (moyenne de toutes les moyennes des sites pour 4 ans) | n. i. | Débordement de la Churchill | Bodaly *et al.*, 1984 |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : méthylmercure

| Endroit | Année | Espèce | Stade, âge ou taille | Sexe | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | Autres informations | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| MB : lac Notigi, réservoir Notigi | 1978-1982 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 41,6–50,3 cm | n. i. | Muscle | 62 | 1,89 (moyenne de toutes les moyennes des sites pour 4 ans) | n. i. | Débordement de la Churchill | Bodaly *et al.*, 1984 |
| MB : lac Rat, réservoir Notigi | 1978-1980 | Grand corégone *Coregonus clupeaformis* | 42,2–43,9 cm | n. i. | Muscle | 31 | 0,36 (moyenne de toutes les moyennes des sites pour 4 ans) | n. i. | Débordement de la Churchill | Bodaly *et al.*, 1984 |
| MB : lac Rat, réservoir Notigi | 1978-1980 | Grand brochet *Esox lucius* | 69,8 cm | n. i. | Muscle | 30 | 2,17 (moyenne de toutes les moyennes des sites pour 2 ans) | n. i. | Débordement de la Churchill | Bodaly *et al.*, 1984 |
| MB : lac Rat, réservoir Notigi | 1978-1980 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 40,8–45,0 cm | n. i. | Muscle | 79 | 2,14 (moyenne de toutes les moyennes des sites pour 3 ans) | n. i. | Débordement de la Churchill | Bodaly *et al.*, 1984 |
| MB : lac Southern Indian | 1975-1882 | Grand corégone *Coregonus clupeaformis* | 31,6–42,3 cm | n. i. | Muscle | 700 | 0,13 (moyenne de toutes les moyennes des sites pour 6 ans) | n. i. | -- | Bodaly *et al.*, 1984 |
| MB : lac Southern Indian | 1975-1882 | Grand brochet *Esox lucius* | 49,7–66,6 cm moyennes | n. i. | Muscle | 461 | 0,68 (moyenne de toutes les moyennes des sites pour 4-5 ans) | n. i. | -- | Bodaly *et al.*, 1984 |
| MB : lac Southern Indian | 1975-1882 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 33,3–43,5 cm moyennes | n. i. | Muscle | 289 | 0,57 (moyenne de toutes les moyennes des sites pour 4-5 ans) | n. i. | -- | Bodaly *et al.*, 1984 |
| MB : lac Thompson | 1976 | Grand brochet *Esox lucius* | 1-6 ans | n. i. | Foie | 22 | 0,09 à 0,64 | n. i. | Près d'une fonderie de métaux communs | McFarlane et Franzin, 1980 |
| MB : lac Threepoint, en aval du réservoir Notigi | 1980-1981 | Grand corégone *Coregonus clupeaformis* | 33,3–42,9 cm moyennes | n. i. | Muscle | 26 | 0,40 (moyenne de toutes les moyennes des sites pour 2 ans) | n. i. | Débordement de la Churchill | Bodaly *et al.*, 1984 |

| Endroit | Année | Espèce | Stade, âge ou taille | Sexe | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | Autres informations | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| MB : lac Threepoint, en aval du réservoir Notigi | 1980-1981 | Grand brochet *Esox lucius* | 51,7–68,8 cm moyennes | n. i. | Muscle | 38 | 1,31 (moyenne de toutes les moyennes des sites pour 2 ans) | n. i. | Débordement de la Churchill | Bodaly *et al.*, 1984 |
| MB : lac Threepoint, en aval du réservoir Notigi | 1980-1981 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 38,1–40,3 cm moyennes | n. i. | Muscle | 52 | 1,27 (moyenne de toutes les moyennes des sites pour 2 ans) | n. i. | Débordement de la Churchill | Bodaly *et al.*, 1984 |
| MB : lac Wapisu, en aval du réservoir Notigi | 1977 | Grand brochet *Esox lucius* | 41,1 cm moyenne | n. i. | Muscle | 41 | 0,81 (moyenne de toutes les moyennes des sites pour 1 an) | n. i. | Débordement de la Churchill | Bodaly *et al.*, 1984 |
| MB : lac Wapisu, en aval du réservoir Notigi | 1977 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 41,1 cm moyenne | n. i. | Muscle | 94 | 1,25 (moyenne de toutes les moyennes des sites pour 1 an) | n. i. | Débordement de la Churchill | Bodaly *et al.*, 1984 |
| MB : lac Wuskwatim, en aval du réservoir Notigi | 1979-1982 | Grand brochet *Esox lucius* | 51,4–60,5 cm moyenne | n. i. | Muscle | 108 | 1,01 (moyenne de toutes les moyennes des sites pour 4 ans) | n. i. | Débordement de la Churchill | Bodaly *et al.*, 1984 |
| MB : lac Wuskwatim, en aval du réservoir Notigi | 1979-1981 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 39,9 – 41,5 cm moyennes | n. i. | Muscle | 143 | 0,88 (moyenne de toutes les moyennes des sites pour 3 ans) | n. i. | Débordement de la Churchill | Bodaly *et al.*, 1984 |
| NB : riv. Saint-Jean, réservoir de la riv. Green | 1983 | Grand corégone *Coregonus clupeaformis* | 20–25 cm | n. i. | Muscle | 12 | 0,12 (moyenne) 0,10 à 0,64 | n. i. | -- | Bailey, 1985 |
| NB, riv. Saint-Jean, réservoir Sisson Branch | 1983 | Ouananiche *Salmo salar* | 38 et 58 cm | n. i. | Muscle | 2 | 0,84 et 1,5 | n. i. | -- | Bailey, 1985 |
| NF : Labrador | 1977-1978 | Omble de fontaine *Salvelinus fontinalis* | n. i. | n. i. | n. i. | 96 | 0,01-1,69 | n. i. | -- | Bruce *et al.*, 1979 |
| NF : Labrador | 1977-1978 | Grand brochet *Esox lucius* | n. i. | n. i. | n. i. | 117 | 0,01-3,08 | n. i. | -- | Bruce *et al.*, 1979 |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : méthylmercure

| Endroit | Année | Espèce | Stade, âge ou taille | Sexe | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | Autres informations | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| NF : Labrador | 1977-1978 | Touladi *Salvelinus namaycush* | n. i. | n. i. | n. i. | 107 | 0,12-3,37 | n. i. | -- | Bruce *et al.*, 1979 |
| NF : Labrador réservoir Smallwood | 1977-1978 | Ouananiche *Salmo salar* | n. i. | n. i. | Muscle | n. i. | 1,5 à 2,3 | n. i. | -- | Bruce et Spencer, 1978, dans Bailey, 1985 |
| NS : riv. Annapolis | n. i. | Bar d'Amérique[d] *Morone saxatilis* | 7,38 kg moyenne | n. i. | Muscle | n. i. | 0,77 (moyenne) 0,26 à 1,97 | n. i. | -- | Ray *et al.*, 1984 |
| NS : réservoir de l'anse Wreck | 1994 | Omble de fontaine *Salvelinus fontinalis* | 49-211 g 16,8-26,8 cm | n. i. | Muscle | 12 | 0,495 ± 0,164 0,27 à 0,73 | n. i. | Plus vieux poissons âgés de seulement 3 ans | ADI Nolan Davis Inc., 1994 |
| NS : riv. Shubenacadie | n. i. | Bar d'Amérique *Morone saxatilis* | 1,81 kg moyenne | n. i. | Muscle | n. i. | 0,40 0,16 à 1,44 | n. i. | -- | Ray *et al.*, 1984 |
| NWT : riv. Hay | 1989-1990 | Grand corégone *Coregonus clupeaformi* | 362–1800 g 7 – 12 ans | 7M 33F | Muscle | 40 | 0,07 (moyenne) 0,03 à 0,13 | n. i. | -- | Grey *et al.*, 1995 |
| NWT : riv. Hay | 1989-1990 | Grand brochet *Esox lucius* | 775–3100 g 5 – 13 ans | 16M 5F | Muscle | 21 | 0,32 (moyenne) 0,19 à 0,59 | n. i. | -- | Grey *et al.*, 1995 |
| NWT : riv. Hay | 1989-1990 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 450–1800 g 4 – 11 ans | 5M 30F | Muscle | 35 | 0,22 (moyenne) 0,1 à 0,32 | n. i. | -- | Grey *et al.*, 1995 |
| NWT : riv. Johnny Hoe/ lac Keller | 1993 | Touladi *Salvelinus namaycush* | 8-32 ans | n. i. | Muscle | 15 | 0,41 (moyenne) 0,22 à 1,05 | n. i. | -- | Stephens, 1995 |
| NWT : riv. Johnny Hoe/ lac Keller | 1993 | Grand corégone *Coregonus clupeaformis* | 7-19 ans | n. i. | Muscle | 15 | 0,064 | n. i. | -- | Stephens, 1995 |
| NWT : riv. Johnny Hoe/ lac Ste Thérèse | 1993 | Touladi *Salvelinus namaycush* | 32-39 ans | n. i. | Muscle | 2 | 1,34 | n. i. | Source inconnue | Stephens, 1995 |

| Endroit | Année | Espèce | Stade, âge ou taille | Sexe | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | Autres informations | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| NWT : riv. Johnny Hoe/ lac Ste Thérèse | 1993 | Grand brochet *Esox lucius* | 6-11 ans | n. i. | Muscle | 4 | 0,735 (moyenne) 0,25 à 1,09 | n. i. | Source inconnue | Stephens, 1995 |
| NWT : riv. Johnny Hoe/ lac Ste Thérèse | 1993 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 9-17 ans | n. i. | Muscle | 30 | 1,49 (moyenne) 0,29 à 1,99 | n. i. | Source inconnue | Stephens, 1995 |
| NWT : riv. Johnny Hoe R./ lac Tseepantee | 1993 | Grand corégone *Coregonus clupeaformis* | 6-21 ans | n. i. | Muscle | 15 | 0,102 | n. i. | – | Stephens, 1995 |
| NWT : riv. Johnny Hoe R./ lac Tseepantee | 1993 | Grand brochet *Esox lucius* | 6-8 ans | n. i. | Muscle | 6 | 0,475 (moyenne) 0,39 à 0,71 | n. i. | – | Stephens, 1995 |
| NWT : riv. Johnny Hoe R./ lac Tseepantee | 1993 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 11-23 ans | n. i. | Muscle | 15 | 0,926 (moyenne) 0,25 à 1,42 | n. i. | – | Stephens, 1995 |
| NWT : lac Kaminak, ouest de la baie d'Hudson | 1970-1971 | Touladi *Salvelinus namaycush* | Adulte | n. i. | Muscle ou entier | 70 | 0,57 à 2,0 | n. i. | Hg naturel abondant | Shilts et Coker, 1995 |
| NWT : lac Leland | 1989-1990 | Grand corégone *Coregonus clupeaformis* | 800–1600 g 7 – 12 ans | 10M 10F | Muscle | 20 | 0,11 (moyenne) 0,05 à 0,23 | n. i. | – | Grey *et al.*, 1995 |
| NWT : lac Leland | 1989-1990 | Grand brochet *Esox lucius* | 500–2880 g 4 – 14 ans | 14M 19F | Muscle | 32 | 0,34 (moyenne) 0,16 à 0,59 | n. i. | – | Grey *et al.*, 1995 |
| NWT : lac Leland | 1989-1990 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 776–2450 g 8 – 18 ans | 11M 8F | Muscle | 19 | 0,46 (moyenne) 0,25 à 0,73 | n. i. | – | Grey *et al.*, 1995 |
| NWT : riv. des Esclaves | 1988-1990 | Grand corégone *Coregonus clupeaformis* | 524–1025g 6 – 12 ans | 17M 13F | Muscle | 30 | 0,08 (moyenne) 0,02 à 0,13 | n. i. | – | Grey *et al.*, 1995 |
| NWT : riv. des Esclaves | 1988-1990 | Grand brochet *Esox lucius* | 700–2750 g 5 – 15 ans | 24M 39F | Muscle | 63 | 0,34 (moyenne) 0,17 à 0,60 | n. i. | – | Grey *et al.*, 1995 |
| NWT : riv. des Esclaves | 1988-1990 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 500–1600 g 6 – 14 ans | 72M 27F | Muscle | 99 | 0,34 (moyenne) 0,13 à 0,80 | n. i. | – | Grey *et al.*, 1995 |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : méthylmercure

| Endroit | Année | Espèce | Stade, âge ou taille | Sexe | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | Autres informations | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ON : lac Ball, nord-ouest de l'Ontario | 1970 | Grand brochet *Esox lucius* | 1529–2900 g | n. i. | Muscle | 7 | 7,7 (moyenne) 1,61 à 20,0 | n. i. | Contaminé | Fimreite et Reynolds, 1973 |
| ON : lac Ball, nord-ouest de l'Ontario | 1970 | Crapet de roche *Ambloplites rupestris* | 650–1685 g | n. i. | Muscle | 9 | 6,2 (moyenne) 1,14 à 10,9 | n. i. | Contaminé | Fimreite et Reynolds, 1973 |
| ON : lac Ball, nord-ouest de l'Ontario | 1970 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 410–1550 g | n. i. | Muscle | 9 | 4,5 (moyenne) 0,5 à 8,7 | n. i. | Contaminé | Fimreite et Reynolds, 1973 |
| ON : lac Clay, nord-ouest de l'Ontario | 1970 | Lotte *Lota lota* | 1355–2150 g | n. i. | Muscle | 4 | 21,9 (moyenne) 19,1 à 24,8 | n. i. | Contaminé | Fimreite et Reynolds, 1973 |
| ON : lac Clay, nord-ouest de l'Ontario | 1970 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 1025–2040 g | n. i. | Muscle | 5 | 15,7 (moyenne) 12,3 à 19,6 | n. i. | Contaminé | Fimreite et Reynolds, 1973 |
| ON : lac Clay, nord-ouest de l'Ontario | 1970 | Meunier noir *Catostomus commersoni* | 575–1050 g | n. i. | Muscle | 5 | 3,13 (moyenne) 2,3 à 3,8 | n. i. | Contaminé | Fimreite et Reynolds, 1973 |
| ON : lac Ontario | 1977-1988 | Touladi *Salvelinus namaycush* | 1 – 8 ans | n. i. | Entier | 134 | 0,20 (moyenne de tous les sites) 0,18 à 0,23 | n. i. | [Hg] augmentant avec le poids | Borgmann et Whittle, 1991 |
| ON : lac Simcoe | 1982 | Grand brochet *Esox lucius* | 1–11 ans | n. i. | Muscle | 43 | Max. de 0,85 | n. i. | -- | Mathers et Johansen, 1985 |
| ON : lac Simcoe | 1982 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 1 - 16 ans | n. i. | Muscle | 46 | Max. de 2,7 | n. i. | -- | Mathers et Johansen, 1985 |
| ON : lacs | n. i. | Touladi *Salvelinus namaycush* | 44 cm | n. i. | Muscle | 41 | 0,303 (moyenne) 0,070 à 1,033 | n. i. | -- | Wren, 1991 |
| ON : lacs (3) réseau fluvial English-Wabigoon, nord-ouest de l'Ontario | 1970 | Touladi *Salvelinus namaycush* | 1195–2400 g | n. i. | Muscle | 13 | 0,52 à 0,82 (plage des moyennes de tous les lacs) | n. i. | Lacs témoins | Fimreite et Reynolds, 1973 |

| Endroit | Année | Espèce | Stade, âge ou taille | Sexe | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | Autres informations | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ON : lacs (28) entre 44°53' et 49°37' N | 1975-1984 | Touladi *Salvelinus namaycush* | 1213 g (moyenne géom.) | n. i. | Entier ou muscle | 569 | 0,47 (moyenne de toutes les moyennes des lacs) | n. i. | Présence de poissons proies pélagiques, absence de *Mysis* | Cabana *et al.*, 1994 |
| ON : lacs (33) entre 44°53' et 49°37' N | 1975-1984 | Touladi *Salvelinus namaycush* | 1615 g (moyenne géom.) | n. i. | Entier ou muscle | 851 | 0,65 (moyenne de toutes les moyennes des lacs) | n. i. | Présence de poissons proies pélagiques et de *Mysis* | Cabana *et al.*, 1994 |
| ON : lacs (35) entre 45°01' et 49°10' N | 1975-1984 | Touladi *Salvelinus namaycush* | 686 g (moyenne géom.) | n. i. | Entier ou muscle | 885 | 0,18 (moyenne de toutes les moyennes des lacs) | n. i. | Présence de *Mysis*, absence de poisson proie pélagique | Cabana *et al.*, 1994 |
| ON : lacs Koshlong, Rosseau, Tadenac | 1977-1981 | Touladi *Salvelinus namaycush* | 60 cm | n. i. | Muscle | 84 | 0,61 à 0,99 (moyennes) | n. i. | [Hg] considérée comme modérée | MacCrimmon *et al.*, 1983 |
| ON : lacs Muskoka, Mary, Vernon | 1977-1981 | Touladi *Salvelinus namaycush* | 60 cm | n. i. | Muscle | 84 | 2,96 à 4,49 (moyennes) | n. i. | [Hg] considérée comme élevée | MacCrimmon *et al.*, 1983 |
| ON : lacs Simcoe, Joseph, Bella | 1977-1981 | Touladi *Salvelinus namaycush* | 60 cm | n. i. | Muscle | 85 | 0,39 à 0,55 (moyennes) | n. i. | [Hg] considérée comme faible | MacCrimmon *et al.*, 1983 |
| ON : lacs (7) réseau fluvial English-Wabigoon, nord-ouest de l'Ontario | 1970 | Grand brochet *Esox lucius* | 580–4370 g | n. i. | Muscle | 27 | 0,52 à 1,3 (plage des moyennes de tous les lacs) | n. i. | Lacs témoins | Fimreite et Reynolds, 1973 |
| ON : lacs (170) dans l'ensemble de la province | 1978-1984 | Grand brochet *Esox lucius* | Adulte ~54 cm | n. i. | Muscle | 10+ p. l.[e] | 0,50 (moyenne) 0,07 à 1,28 | n. i. | -- | Wren *et al.*, 1991 |
| ON : lacs (16) centre-sud de l'Ontario | 1981 | Crapet-soleil *Lepomis gibbosus* | Adulte | n. i. | Muscle | 20[f] | 0,01 à 0,54 | n. i. | -- | Wren et MacCrimmon, 1983 |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : méthylmercure

| Endroit | Année | Espèce | Stade, âge ou taille | Sexe | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | Autres informations | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ON : lacs Koshlong, Rosseau, Tadenac | 1977-1981 | Éperlan *Osmerus mordax* | 15 cm | n. i. | Muscle | 22 | 0,18 à 0,26 (moyennes) | n. i. | [Hg] considérée comme modérée[9] | MacCrimmon *et al.*, 1983 |
| ON : lacs Muskoka, Mary, Vernon | 1977-1981 | Éperlan *Osmerus mordax* | 15 cm | n. i. | Muscle | 20 | 0,34 à 0,49 (moyennes) | n. i. | [Hg] considérée comme élevée[9] | MacCrimmon *et al.*, 1983 |
| ON : lacs Simcoe, Joseph, Bella | 1977-1981 | Éperlan *Osmerus mordax* | 15 cm | n. i. | Muscle | 30 | 0,08 à 0,14 (moyennes) | n. i. | [Hg] considérée comme faible | MacCrimmon *et al.*, 1983 |
| ON : lacs | n. i. | Achigan à petite bouche *Micropterus dolomieui* | 31 cm | n. i. | Muscle | n. i. | 0,402 (moyenne) 0,132 à 0,943 | n. i. | -- | Wren, 1991 |
| ON : lacs (9) entre 44°55' et 45°24' N | 1975-1984 | Achigan à petite bouche *Micropterus dolomieui* | 305 g (moyenne géom.) | n. i. | n. i. entier ou muscle | 179 | 0,42 (moyenne de toutes les moyennes des lacs) | n. i. | Absence de poisson proie pélagique et de *Mysis* | Cabana *et al.*, 1994 |
| ON : lacs (17) entre 44°25' et 47°58' N | 1975-1984 | Achigan à petite bouche *Micropterus dolomieui* | 508 g (moyenne géom.) | n. i. | n. i. entier ou muscle | 337 | 0,43 (moyenne de toutes les moyennes des lacs) | n. i. | Présence de poissons proies pélagiques, absence de *Mysis* | Cabana *et al.*, 1994 |
| ON : lacs (30) entre 44°50' et 50°02' N | 1975-1984 | Achigan à petite bouche *Micropterus dolomieui* | 489 g (moyenne géom.) | n. i. | n. i. entier ou muscle | 605 | 0,53 (moyenne de toutes les moyennes des lacs) | n. i. | Présence de poissons proies pélagiques et de *Mysis* | Cabana *et al.*, 1994 |
| ON : lacs | n. i. | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 41 cm | n. i. | Muscle | 44 | 0,517 (moyenne) 0,128 à 2,216 | n. i. | -- | Wren, 1991 |
| ON : lacs (9) réseau fluvial English-Wabigoon, nord-ouest de l'Ontario | 1970 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 360–2420 g | n. i. | Muscle | 49 | 0,31 à 0,76 (plage des moyennes de tous les lacs) | n. i. | Lacs témoins | Fimreite et Reynolds, 1973 |

| Endroit | Année | Espèce | Stade, âge ou taille | Sexe | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | Autres informations | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ON : lacs (255) dans l'ensemble de la province | 1978-1984 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | Adulte ~41 cm | n. i. | Muscle | 10+ p. l. | 0,58 (moyenne) 0,09 à 3,24 | n. i. | -- | Wren *et al.*, 1991 |
| ON : lacs (6) nord-ouest de l'Ontario – éloignés | 1987-1989 | Perchaude *Perca flavescens* | Âge 1+ 7 – 8,1 cm | n. i. | Muscle | 246 | 0,04 à 0,14 | n. i. | Relation inverse avec la taille du lac | Bodaly *et al.*, 1993 |
| ON : lacs (16) région de Muskoka-Haliburton | 1978-1987 | Perchaude *Perca flavescens* | 1 an | n. i. | Entier | <11 p. l. | 0,031 à 0,233 (plage des moyennes des lacs) | n. i. | -- | Suns et Hitchin, 1990 |
| ON : riv. des Outaouais | 1974 | Perchaude *Perca flavescens* | 1 an | n. i. | Entier | 32 | 0,13 à 0,17 | n. i. | 68 à 74 % de Hg organique | Rodgers et Qadri, 1982 |
| ON : riv. des Outaouais | 1975 | Perchaude *Perca flavescens* | 1 an | n. i. | Entier | 16 | 0,13 ± 0,005 | n. i. | 83 % de Hg organique | Rodgers et Qadri, 1982 |
| ON : lacs Tide, Indian, Grassy Narrows, nord-ouest de l'Ontario | 1970 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 715–4220 g | n. i. | Muscle | 18 | 2,7 à 3,4 (plage des moyennes des 3 lacs) | n. i. | Contaminé | Fimreite et Reynolds, 1973 |
| ON : riv. Wabigoon nord-ouest de l'Ontario | 1970 | Grand brochet *Esox lucius* | 510–2700 g | n. i. | Muscle | 3 | 15,2 (moyenne) 8,6 à 27,8 | n. i. | Contaminé | Fimreite et Reynolds, 1973 |
| ON : riv. Wabigoon nord-ouest de l'Ontario | 1970 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 160–1490 g | n. i. | Muscle | 4 | 6,8 (moyenne) 0,5 à 10,4 | n. i. | Contaminé | Fimreite et Reynolds, 1973 |
| ON : riv. Wabigoon nord-ouest de l'Ontario | 1970 | Meunier noir *Catostomus commersoni* | 570–1060 g | n. i. | Muscle | 3 | 4,2 (moyenne) 0,6 à 8,9 | n. i. | Contaminé | Fimreite et Reynolds, 1973 |
| QC : région de Grande-Baleine, nord du Québec | 1989-1990 | Grand brochet *Esox lucius* | n. i. | n. i. | Muscle | 75 | 0,63 ± 0,46 | n. i. | -- | Langlois *et al.*, 1995 |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : méthylmercure

| Endroit | Année | Espèce | Stade, âge ou taille | Sexe | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | Autres informations | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| QC : région de Grande-Baleine, nord du Québec | 1989-1990 | Touladi *Salvelinus namaycush* | n. i. | n. i. | Muscle | 504 | 0,77 ± 0,66 | n. i. | -- | Langlois *et al.*, 1995 |
| QC : réservoir La Grande 2 | 1982-1988 | Grand corégone *Coregonus clupeaformis* | 40 cm | n. i. | Muscle | n. i. | 0,48 à 0,57 – Valeur élevée après 5 ans. | n. i. | Inondé en 1978-1979 | Verdon *et al.*, 1991 |
| QC : réservoir La Grande 2 | 1982-1988 | Meunier rouge *Catostomus catostomus* | 40 cm | n. i. | Muscle | n. i. | 0,41 à 0,67 – Valeur élevée après 5 ans. | n. i. | Inondé en 1978-1979 | Verdon *et al.*, 1991 |
| QC : réservoir La Grande 2 | 1982-1988 | Grand brochet *Esox lucius* | 70 cm | n. i. | Muscle | n. i. | 1,31 à 2,99 – Valeur élevée après 9 ans. | n. i. | Inondé en 1978-1979 | Verdon *et al.*, 1991 |
| QC : réservoir La Grande 2 | 1982-1988 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 40 cm | n. i. | Muscle | n. i. | 1,92 à 2,80 – Valeur élevée après 9 ans. | n. i. | Inondé en 1978-1979 | Verdon *et al.*, 1991 |
| QC : lacs (29), près du complexe La Grande | 1978-1988 | Grand corégone *Coregonus clupeaformis* | 40 cm | n. i. | Muscle | n. i. | 0,07 à 0,30 | n. i. | Témoin | Verdon *et al.*, 1991 |
| QC : lacs (29), près du complexe La Grande | 1978-1988 | Meunier rouge *Catostomus catostomus* | 40 cm | n. i. | Muscle | n. i. | 0,06 à 0,32 | n. i. | Témoin | Verdon *et al.*, 1991 |
| QC : lacs (29), près du complexe La Grande | 1978-1988 | Grand brochet *Esox lucius* | 70 cm | n. i. | Muscle | n. i. | 0,25 à 0,90 | n. i. | Témoin | Verdon *et al.*, 1991 |
| QC : lacs (29), près du complexe La Grande | 1978-1988 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 40 cm | n. i. | Muscle | n. i. | 0,32 à 1,26 | n. i. | Témoin | Verdon *et al.*, 1991 |
| QC : lacs (235) et rivières (214) dans l'ensemble du QC | 1995 | Grand brochet *Esox lucius* | 40-50 cm<br>55-70 cm<br>>70 cm | n. i. | n. i. | n. i. | 0,41<br>0,66<br>1,12 | n. i. | Info de I. Guay, 1999, MEF, comm. pers. | Laliberté, 1996 |
| QC : lacs (235) et rivières (214) dans l'ensemble du QC | 1995 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | 30-40 cm<br>40-50 cm<br>>50 cm | n. i. | n. i. | n. i. | 0,53<br>0,78<br>1,26 | n. i. | Info de I. Guay, 1999, MEF, comm. pers. | Laliberté, 1996 |

| Endroit | Année | Espèce | Stade, âge ou taille | Sexe | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | Autres informations | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| QC : région de Nottaway-Broadback-Rupert, côte sud-est de la baie James | 1990-1991 | Grand brochet *Esox lucius* | n. i. | n. i. | Muscle | 636 | 0,93 ± 0,51 | n. i. | -- | Langlois *et al.*, 1995 |
| QC : région de Nottaway-Broadback-Rupert, côte sud-est de la baie James | 1990-1991 | Doré jaune *Stizostedion vitreum* | n. i. | n. i. | Muscle | 789 | 0,78 ± 0,46 | n. i. | -- | Langlois *et al.*, 1995 |

n. i. = non indiqué

Var. = Variation dans le nombre d'échantillons

[a] Si aucune précision n'est fournie, on suppose que la plus grande partie du mercure présent dans le poisson est sous forme de MeHg

[b] Ce lac recevait des résidus miniers chargés de Hg; cette espèce renfermait peu de Hg comparativement au grand brochet.

[c] Données inédites

[d] Anadrome sur la côte atlantique. Introduit sur la côte du Pacifique (Eddy et Underhill, 1984)

[e] p. l. = par lac.

[f] Nombre de poissons par lac, sauf dans la baie Georgienne, où 5 poissons ont été obtenus.

[g] Remarque s'appliquant au touladi.

**Annexe B-3b : Concentrations de mercure total dans les poissons marins au Canada.**

| Endroit | Année | Espèce | Stade, âge ou taille | Sexe | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | Autres informations | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| NB : baie de Fundy, sud-ouest | 1981 | Hareng atlantique *Clupea harengus harengus* | 1-2 ans | n. i. | Muscle | 61 | 0,005 ± 0,001 | -- | Braune, 1987a |
| NB : baie de Fundy, sud-ouest | 1981 | Hareng atlantique *Clupea harengus harengus* | 3-5 ans | n. i. | Muscle | 54 | 0,008 à 0,015 (plage des moyennes des classes d'âge) | [Hg] augmentant avec l'âge | Braune, 1987a |
| NB : baie de Fundy, sud-ouest | 1981 | Hareng atlantique *Clupea harengus harengus* | 1-2 ans | n. i. | Entier | 76 | 0,005 à 0,006 (plage des moyennes des classes d'âge) | -- | Braune, 1987a |
| NB : baie de Fundy, sud-ouest | 1981 | Hareng atlantique *Clupea harengus harengus* | 3-5 ans | n. i. | Entier | 54 | 0,007 à 0,015 (plage des moyennes des classes d'âge) | [Hg] environ la même que dans les tissus musculaires seulement | Braune, 1987a |
| NS : riv. Medway, à Greenfield | 1972 | Anguille d'Amérique *Anguilla rostrata* | n. i. | n. i. | Muscle | 23 | 0,72 HgT, 0,40 MeHg | MeHg 50 % en moyenne | Freeman et Horne, 1972 |
| QC : côte de la baie James | 1987-1994 | Morue ogac *Gadus ogac* | 400 mm | n. i. | n. i. | n. i. | 0,14-0,42 | Longueur standardisée | Hydro-Québec et Groupe-conseil Génivar Inc., 1997 |
| QC : côte de la baie James | 1987-1994 | Chaboisseau à quatre cornes *Myoxocephalus quadricornis* | 250 mm | n. i. | n. i. | n. i. | 0,10-0,55 | Longueur standardisée | Hydro-Québec et Groupe-conseil Génivar Inc., 1997 |

[a] Si aucune précision n'est fournie, on suppose que la plus grande partie du mercure présent dans le poisson est sous forme de MeHg.

**Annexe B-4 : Concentrations de mercure total et de méthylmercure chez les amphibiens et les reptiles au Canada.**

| Endroit | Année | Espèce | Stade | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ON : ruiss.Gray's, région de Cornwall | 1990 | Chélydre serpentine (reptile) *Chelydra serpentina* | Œufs | Entier | 5 | 0,110 | n. i. | n. i. | Bonin *et al.*, 1995 |
| ON : riv. Raquette, région de Cornwall-Massena | 1990 | Chélydre serpentine (reptile) *Chelydra serpentina* | Œufs | Entier | 5 | 0,140 | n. i. | n. i. | Bonin *et al.*, 1995 |
| ON : fl. Saint-Laurent, région de Dundee | 1989 | Chélydre serpentine (reptile) *Chelydra serpentina* | Œufs | Entier | 7 | 0,090 | n. i. | n. i. | Bonin *et al.*, 1995 |
| QC : fl. Saint-Laurent, Beauharnois | 1990 | Chélydre serpentine (reptile) *Chelydra serpentina* | Œufs | Entier | 3 | 0,150 | n. i. | n. i. | Bonin *et al.*, 1995 |
| QC : riv. des Outaouais, Rigaud | 1992 | Necture tacheté (amphibien) *Necturus maculosus* | Adulte femelles | Entier, mais sans les gonades | 6 | 0,087 ± 0,011 max. 0,104 | n. i. | n. i. | Bonin *et al.*, 1995 |
| QC : riv. des Outaouais, Rigaud | 1992 | Necture tacheté (amphibien) *Necturus maculosus* | Adulte femelles | Gonades | 6 | 0,068 | n. i. | n. i. | Bonin *et al.*, 1995 |
| QC : fl. Saint-Laurent, Beauharnois | 1992 | Necture tacheté (amphibien) *Necturus maculosus* | Adulte femelles | Entier, mais sans les gonades | 6 | 0,239 ± 0,137 max. 0,445 | n. i. | n. i. | Bonin *et al.*, 1995 |
| QC : fl. Saint-Laurent, Beauharnois | 1992 | Necture tacheté (amphibien) *Necturus maculosus* | Adulte femelles | Gonades | 6 | 0,193 | n. i. | n. i. | Bonin *et al.*, 1995 |
| QC : riv. des Outaouais, Vaudreuil | 1992 | Necture tacheté (amphibien) *Necturus maculosus* | Adulte | Entier | 3 | 0,110 | n. i. | n. i. | Bonin *et al.*, 1995 |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : méthylmercure

| Endroit | Année | Espèce | Stade | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| QC : riv. des Outaouais/ fl. Saint-Laurent est de Montréal | 1992 | Necture tacheté (amphibien) *Necturus maculosus* | Adulte | Entier | 2 | 0,110 | n. i. | n. i. | Bonin *et al.*, 1995 |
| QC : riv. des Outaouais/ fl. Saint-Laurent îles de Sorel | 1992 | Necture tacheté (amphibien) *Necturus maculosus* | Adulte | Entier | 6 | 0,110 | n. i. | n. i. | Bonin *et al.*, 1995 |
| QC : fl. Saint-Laurent, Pte Leblanc | 1992 | Necture tacheté (amphibien) *Necturus maculosus* | Adulte | Entier | 4 | 0,130 | n. i. | n. i. | Bonin *et al.*, 1995 |
| QC : fl. Saint-Laurent, Port Lewis | 1992 | Necture tacheté (amphibien) *Necturus maculosus* | Adulte | Entier | 2 | 0,100 | n. i. | n. i. | Bonin *et al.*, 1995 |
| QC : fl. Saint-Laurent, Nicolet | 1992 | Necture tacheté (amphibien) *Necturus maculosus* | Adulte | Entier | 3 | 0,100 | n. i. | n. i. | Bonin *et al.*, 1995 |
| QC : fl. Saint-Laurent, Sainte-Anne | 1992 | Necture tacheté (amphibien) *Necturus maculosus* | Adulte | Entier | 14 | 0,290 | n. i. | n. i. | Bonin *et al.*, 1995 |

n. i. = non indiqué

**Annexe B-5 : Concentrations de mercure total et de méthylmercure chez les mammifères des écosystèmes d'eau douce au Canada.**

| Endroit | Année | Espèce | Stade | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| MB : riv. Burntwood, centre-nord du Manitoba | 1979-1981 | Vison *Mustela vison* | <1 – 6 ans 88 % <2 ans | Cerveau Rein Foie | 21 | 0,80 1,76 2,35 | n. i. | n. i. | Kucera, 1983 |
| MB : mont Duck, près de la frontière avec la SK | 1979-1981 | Vison *Mustela vison* | <1 – 6 ans 88 % <2 ans | Cerveau Rein Foie | 43 | 0,19 0,67 0,82 | n. i. | n. i. | Kucera, 1983 |
| MB : lac Wekusko, centre-nord du Manitoba | 1979-1981 | Vison *Mustela vison* | <1 – 6 ans 88 % <2 ans | Cerveau Rein Foie | 19 | 0,39 1,04 1,46 | n. i. | n. i. | Kucera, 1983 |
| MB : lac Wekusko, centre-nord du Manitoba | 1979-1981 | Loutre de rivière *Lutra canadensis* | <1 – 6 ans 75 % <2 ans | Cerveau Rein Foie | 17 | 0,28 1,07 1,75 | n. i. | n. i. | Kucera, 1983 |
| MB : Whiteshell R,, South-east Manitoba | 1979-1981 | Vison *Mustela vison* | <1 – 6 ans 88 % <2 ans | Cerveau Rein Foie | 27 | 0,42 1,47 1,71 | n. i. | n. i. | Kucera, 1983 |
| MB : riv. Whiteshell, sud-est du Manitoba | 1979-1981 | Loutre de rivière *Lutra canadensis* | <1 – 6 ans 75 % <2 ans | Cerveau Rein Foie | 6 | 0,38 1,66 2,27 | n. i. | n. i. | Kucera, 1983 |
| MB : riv. Winnipeg | 1979-1981 | Vison *Mustela vison* | <1 – 6 ans 88 % <2 ans | Cerveau Rein Foie | 62 | 0,97 2,98 3,93 | n. i. | n. i. | Kucera, 1983 |
| MB : riv. Winnipeg | 1979-1981 | Loutre de rivière *Lutra canadensis* | <1 – 6 ans 75 % <2 ans | Cerveau Rein Foie | 13 | 0,91 2,37 3,67 | n. i. | n. i. | Kucera, 1983 |
| ON : riv. English nord-ouest de l'Ontario | 1983-1985 | Vison *Mustela vison* | n. i. | Cerveau Rein Foie Muscle | 11 | 0,45 à 0,64 0,48 à 5,54 0,56 à 6,9 0,16 à 1,62 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : méthylmercure

| Endroit | Année | Espèce | Stade | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ON : riv. English nord-ouest de l'Ontario | 1983-1985 | Loutre de rivière *Lutra canadensis* | n. i. | Cerveau<br>Rein<br>Foie<br>Muscle | 20 | 0,23 à 7,15<br>0,58 à 12,6<br>0,71 à 17,4<br>0,21 à 12,6 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : riv. English, Muskoka et Sudbury | 1983-1985 | Vison *Mustela vison* | n. i. | Rein<br>Foie | 35<br>38 | n. i. | n. i. | 43<br>53 | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : riv. English, Muskoka et Sudbury | 1983-1985 | Loutre de rivière *Lutra canadensis* | n. i. | Rein | 32 | n. i. | n. i. | 19 | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : riv. English, Muskoka et Sudbury | 1983-1985 | Loutre de rivière *Lutra canadensis* | n. i. | Muscle | 10 | n. i. | n. i. | 90 | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : Cambridge | 1983-1985 | Vison *Mustela vison* | n. i. | Foie | 9 | 0,14 ± 0,08<br>n. d. à 0,28 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : canton de Herschel, centre-sud de l'Ontario | Années 1990 | Loutre de rivière *Lutra* canadensis | <1 – 12 ans | Rein<br>Foie | 19 | 1,67 ±1,09<br>1,54 ± 0,72 | n. i. | n. i. | Evans, 1995 |
| ON : lacs, région de Muskoka | 1983-1985 | Vison *Mustela vison* | n. i. | Cerveau | 4 | 0,55 ± 0,10<br>0,46 à 0,66 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : lacs, région de Muskoka | 1983-1985 | Vison *Mustela vison* | n. i. | Rein | 23 | 2,49 ± 0,94<br>0,41 à 4,49 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : lacs, région de Muskoka | 1983-1985 | Vison *Mustela vison* | n. i. | Foie | 24 | 2,17 ± 1,24<br>0,40 à 6,25 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : lacs, région de Muskoka | 1983-1985 | Vison *Mustela vison* | n. i. | Muscle | 11 | 1,62 ±1,07<br>0,01 à 4,08 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : lacs, région de Muskoka | 1983-1985 | Loutre de rivière *Lutra canadensis* | n. i. | Cerveau | 2 | 0,52 ± 0,18<br>0,40 à 0,63 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |

| Endroit | Année | Espèce | Stade | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ON : lacs, région de Muskoka | 1983-1985 | Loutre de rivière *Lutra canadensis* | n. i. | Rein | 11 | 1,28 ± 0,72<br>0,34 à 2,64 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : Muskoka lakes | 1983-1985 | Loutre de rivière *Lutra canadensis* | n. i. | Foie | 12 | 1,50 ± 0,75<br>0,20 à 2,46 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : lacs, région de Muskoka | 1983-1985 | Loutre de rivière *Lutra canadensis* | n. i. | Muscle | 6 | 0,55 ± 0,32<br>0,25 à 1,21 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : près de Parry Sound | n. i. | Castor *Castor canadensis* | n. i. | Rein<br>Foie<br>Muscle | n. i. | 0,03<br>0,03<br>0,03 | n. i. | n. i. | Wren, 1984 |
| ON : près de Parry Sound | n. i. | Loutre de rivière *Lutra canadensis* | n. i. | Intestin<br>Rein<br>Foie<br>Muscle | n. i. | 0,4 ± 0,2<br>1,4 ± 0,3<br>3,0 ± 2,2<br>0,9 ± 0,2 | n. i. | n. i. | Wren, 1984 |
| ON : près de Parry Sound | n. i. | Raton laveur *Procyon lotor* | n. i. | Rein<br>Foie<br>Muscle | n. i. | 1,1 ± 0,4<br>4,5 ± 3,5<br>0,3 ± 0,1 | n. i. | n. i. | Wren, 1984 |
| ON : Sudbury | 1983-1985 | Vison *Mustela vison* | n. i. | Cerveau | 2 | 0,36 ± 0,11<br>0,28 à 0,44 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : Sudbury | 1983-1985 | Vison Mustela vison | n. i. | Foie | 31 | 0,56 ± 0,40<br>0,07 à 1,75 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : Sudbury | 1983-1985 | Vison *Mustela vison* | n. i. | Muscle | 19 | 0,38 ±0,26<br>n. d. à 0,88 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : Sudbury | 1983-1985 | Vison *Mustela vison* | n. i. | Rein | 21 | 0,59 ± 0,23<br>0,13 à 1,00 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : Sudbury | 1983-1985 | Loutre de rivière *Lutra canadensis* | n. i. | Cerveau | 3 | 0,24<br>0,23 à 0,25 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : méthylmercure

| Endroit | Année | Espèce | Stade | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ON : Sudbury | 1983-1985 | Loutre de rivière *Lutra canadensis* | n. i. | Rein | 23 | 0,59 ± 0,26<br>0,05 à 1,31 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : Sudbury | 1983-1985 | Loutre de rivière *Lutra canadensis* | n. i. | Foie | 36 | 0,86 ± 0,92<br>n. d. à 4,14 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : Sudbury | 1983-1985 | Loutre de rivière *Lutra canadensis* | n. i. | Muscle | 17 | 0,30 ± 0,17<br>0,07 à 0,17 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : lac Turkey, région de Sault Ste Marie | 1983-1985 | Vison *Mustela vison* | n. i. | Foie | 16 | 2,36 ± 1,63<br>1,12 à 7,50 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : lac Turkey, région de Sault Ste Marie | 1983-1985 | Vison *Mustela vison* | n. i. | Rein | 14 | 1,86 ± 0,73<br>0,80 à 2,82 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : lac Turkey, région de Sault Ste Marie | 1983-1985 | Vison *Mustela vison* | n. i. | Muscle | 14 | 1,04 ± 0,46<br>0,44 à 1,91 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : lac Turkey, région de Sault Ste Marie | 1983-1985 | Vison *Mustela vison* | n. i. | Cerveau | 16 | 2,36 ± 1,63<br>1,12 à 7,50 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : lac Turkey, région de Sault Ste Marie | 1983-1985 | Loutre de rivière *Lutra canadensis* | n. i. | Foie | 8 | 1,99 ± 0,52<br>1,18 à 2,60 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : lac Turkey, région de Sault Ste Marie | 1983-1985 | Loutre de rivière *Lutra canadensis* | n. i. | Rein | 6 | 1,90 ± 0,76<br>1,42 à 2,52 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |
| ON : lac Turkey, région de Sault Ste Marie | 1983-1985 | Loutre de rivière *Lutra canadensis* | n. i. | Muscle | 7 | 1,02 ± 0,34<br>0,36 à 1,39 | n. i. | n. i. | Wren *et al.*, 1986 |

| Endroit | Année | Espèce | Stade | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| QC : zones naturelles du nord du Québec | Années 1990 | Vison *Mustela vison* | n. i. | Foie | 38 | 4,85<br>1,17 à 15,60 | n. i. | n. i. | Bélanger et Larivière, 1997 |
| QC : zones naturelles du nord du Québec | Années 1990 | Vison *Mustela vison* | n. i. | Rein | 38 | 2,45<br>0,73 à 6,32 | n. i. | n. i. | Bélanger et Larivière, 1997 |
| QC : zones naturelles du nord du Québec | Années 1990 | Vison *Mustela vison* | n. i. | Cerveau | 37 | 0,93<br>0,27 à 2,57 | n. i. | n. i. | Bélanger et Larivière, 1997 |
| QC : région de Grande-Baleine, nord du Québec | 1989-1990 | Vison *Mustela vison* | n. i. | Muscle | 6 | 2,40 ± 2,24 | n. i. | n. i. | Langlois *et al.*, 1995 |

n. i. = non indiqué
n. d. = non détecté

**Annexe B-6 : Concentrations de mercure total et de méthylmercure chez les mammifères marins au Canada.**

| Endroit | Année | Espèce | Stade, âge ou sexe | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Arctique : est | 1990 | Béluga *Delphinapterus leucas* | n. i. | Foie | 66 | 6 | n. i. | n. i. | Wagemann *et al.*, 1995 |
| Arctique : est | 1993-1994 | Béluga *Delphinapterus leucas* | 2,5 à 24,5 ans | Foie | 73 | 10,2 ± 8,0<br>1,24 à 38,6 | n. i. | n. i. | Wagemann, 1995; Wagemann *et al.*, 1996 |
| Arctique : est | 1993-1994 | Béluga *Delphinapterus leucas* | 2,5 à 24,5 ans | Muktuk | 45 | 0,59 ± 0,22<br>0,32 à 1,37 | n. i. | n. i. | Wagemann, 1995; Wagemann *et al.*, 1996 |
| Arctique : est | 1993-1994 | Béluga *Delphinapterus leucas* | 2,5 à 24,5 ans | Muscle | 74 | 1,04 ± 0,43<br>0,44 à 2,7 | n. i. | n. i. | Wagemann, 1995; Wagemann *et al.*, 1996 |
| Arctique : est | 1983 | Narval *Monodon monoceros* | n. i. | Foie | 38 | 5,9 | n. i. | n. i. | Wagemann *et al.*, 1995 |
| Arctique : est | 1992-1994 | Narval *Monodon monoceros* | 280-470 cm | Rein | 55 | 1,93 ± 1,12<br>0,29 à 6,92 | n. i. | n. i. | Wagemann *et al.*, 1996 |
| Arctique : est | 1992-1994 | Narval *Monodon monoceros* | 280-470 cm | Foie | 55 | 10,8 ± 8,05<br>0,32 à 37,2 | n. i. | n. i. | Wagemann *et al.*, 1996 |
| Arctique : est | 1992-1994 | Narval *Monodon monoceros* | 280-470 cm | Muktuk | 48 | 0,59 ± 0,18<br>0,16 à 1,27 | n. i. | n. i. | Wagemann *et al.*, 1996 |
| Arctique : est | 1992-1994 | Narval *Monodon monoceros* | 280-470 cm | Muscle | 56 | 1,03 ± 0,37<br>0,41 à 1,94 | n. i. | n. i. | Wagemann *et al.*, 1996 |

| Endroit | Année | Espèce | Stade, âge ou sexe | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Arctique : est | 1989 | Phoque annelé *Phoca hispida* | n. i. | Foie | 54 | 8,8 | n. i. | 15-30[a] | Wagemann *et al.*, 1995 |
| Arctique : est | 1989-1993 | Phoque annelé *Phoca hispida* | Jeunes de l'année à 22 ans | Foie | 115 | 8,34 ± 7,03<br>0,36 à 38,7 | n. i. | n. i. | Wagemann, 1995; Wagemann *et al.*, 1996 |
| Arctique : est | 1989-1993 | Phoque annelé *Phoca hispida* | Jeunes de l'année à 22 ans | Muscle | 61 | 0,39 ± 0,17 | n. i. | n. i. | Wagemann, 1995; Wagemann *et al.*, 1996 |
| Arctique : baie d'Hudson | 1994 | Morse de l'Atlantique *Odobenus r. rosmarus* | n. i. | Foie | 143 | 1,2 | n. i. | n. i. | Wagemann *et al.*, 1995 |
| Arctic : endroit n. i. | n. i. | Narval *Monodon monoceros* | n. i. | Muscle | 2 | 1,4, 1,6 (approx.)[b] | 1,4, 1,6 (approx..)[b] | 96 | Wagemann *et al.*, 1997 |
| Arctic : endroit n. i. | n. i. | Phoque annelé *Phoca hispida* | n. i. | Muscle | 12 | 0,6 ± 0,4 (approx.)[b] | 0,6 ± 0,4 (approx..)[b] | 100 | Wagemann *et al.*, 1997 |
| Arctic : endroit n. i. | n. i. | Béluga *Delphinapterus leucas* | n. i. | Muscle | 2 | 2,3 (approx.)[b] | 2,3 (approx..)[b] | 98 | Wagemann *et al.*, 1997 |
| Arctique : inlet Pond | 1978-1979 | Narval *Monodon monoceros* | 262-485 cm | Rein | 55 | 1,71 ± 1,01<br>0,31 à 4,67 | n. i. | n. i. | Wagemann *et al.*, 1996 |
| Arctique : inlet Pond | 1978-1979 | Narval *Monodon monoceros* | 262-485 cm | Foie | 38 | 6,10 ± 3,10<br>0,57 à 13,1 | n. i. | n. i. | Wagemann *et al.*, 1996 |
| Arctique : inlet Pond | 1978-1979 | Narval *Monodon monoceros* | 262-485 cm | Muscle | 58 | 0,85 ± 0,28<br>0,22 à 1,59 | n. i. | n. i. | Wagemann *et al.*, 1996 |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : **méthylmercure**

| Endroit | Année | Espèce | Stade, âge ou sexe | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Arctique : ouest | 1993-1994 | Béluga *Delphinapterus leucas* | 7 à 35 ans | Foie | 77 | 27,1 ± 24,7<br>0,31 à 116 | n. i. | n. i. | Wagemann, 1995; Wagemann *et al.*, 1996 |
| Arctique : ouest | 1993-1994 | Béluga *Delphinapterus leucas* | 7 à 35 ans | Muktuk | 65 | 0,78 ± 0,41<br>0,19 à 1,93 | n. i. | n. i. | Wagemann, 1995; Wagemann *et al.*, 1996 |
| Arctique : ouest | 1993-1994 | Béluga *Delphinapterus leucas* | 7 à 35 ans | Muscle | 76 | 1,34 ± 0,67<br>0,41 à 3,44 | n. i. | n. i. | Wagemann, 1995; Wagemann *et al.*, 1996 |
| Arctique : ouest | 1987-1993 | Phoque annelé *Phoca hispida* | Jeunes de l'année à 38 ans | Foie[c] | 145 | 32,6 ± 35,2<br>0,23 à 219 | n. i. | n. i. | Wagemann, 1995; Wagemann *et al.*, 1996 |
| Arctique : ouest | 1987-1993 | Phoque annelé *Phoca hispida* | Jeunes de l'année à 38 ans | Muscle | 133 | 0,41 ± 0,29 | n. i. | n. i. | Wagemann, 1995; Wagemann *et al.*, 1996 |
| Côte atlantique | 1988 | Phoque du Groenland *Phoca groenlandica* | Femelles adultes et petits | Foie | 20 | 10 | n. i. | n. i. | Wagemann *et al.*, 1995 |
| Côte atlantique | 1988 | Globicéphale noir *Globicephala malaena* | n. i. | Foie | 39 | 23 | n. i. | n. i. | Wagemann *et al.*, 1995 |
| Côte atlantique | 1988 | Dauphin à nez blanc *Lagenorhynchus albirostris* | n. i. | Foie | 27 | 0,6 | n. i. | n. i. | Wagemann *et al.*, 1995 |

| Endroit | Année | Espèce | Stade, âge ou sexe | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| QC : région de Grande-Baleine, nord du Québec | 1989-1990 | Béluga *Delphinapterus leucas* | n. i. | Cerveau<br>Foie<br>Muscle | 6 | 2,63 ± 2,87<br>20,34 ± 19,60<br>2,60 ± 2,06 | n. i.<br>7,26 ± 5,21<br>1,01 ± 0,58 | n. i.<br>36<br>39 | Langlois *et al.*, 1995 |
| QC : région de Grande-Baleine, nord du Québec | 1989-1990 | Phoque d'eau douce *Phoca vitulina*[d] | n. i. | Foie<br>Muscle | 2 | 28,8 ± 37,06<br>1,10 ± 0,37 | 4,55 ± 4,6<br>1,04 ± 0,37 | 16<br>95 | Langlois *et al.*, 1995 |
| QC : région de Grande-Baleine, nord du Québec | 1989-1990 | Phoque annelé *Phoca hispida* | n. i. | Cerveau<br>Rein<br>Foie<br>Muscle | 8 | 0,19 ± 0,09<br>0,49 ± 0,07<br>5,12 ± 4,64<br>0,32 ± 0,19 | n. i.<br>n. i.<br>1,01 ± 0,87<br>0,11 ± 0,08 | n. i.<br>n. i.<br>20<br>34 | Langlois *et al.*, 1995 |
| QC : fl. Saint-Laurent | 1982-1987 | Béluga *Delphinapterus leucas* | Jeunes de l'année à 30 ans | Muscle | 9 | 2,46 ± 1,46<br>0,89 à 5,54 | n. i. | n. i. | Wagemann *et al.*, 1996 |
| QC : fl. Saint-Laurent | 1982-1987 | Béluga *Delphinapterus leucas* | Jeunes de l'année à 30 ans | Foie | 30 | 33,6 ± 43,0<br>0,38 à 202 | n. i. | n. i. | Wagemann *et al.*, 1996 |

n. i. = non indiqué

[a] Ou moins de 10 %, si calculé au moyen d'une régression plutôt qu'avec la moyenne des pourcentages (Wagemann *et al.*, 1997; R. Wagemann, 1999, MPO, comm. pers.).

[b] Estimations à partir d'une présentation graphique.

[c] Les Autochtones consomment le foie du phoque annelé, mais pas celui du béluga. La plus grande partie du Hg dans les foies était du Hg inorganique.

[d] Le phoque d'eau douce est une population de phoques communs confinés aux eaux intérieures dans le lac des Loups-Marins et ses environs, à environ 74° 00' W et 56° 30 N (L-G de Repentigny 1999, Environnement Canada, comm. pers).

**Annexe B-7 : Concentrations de mercure total et de méthylmercure chez dans les oiseaux au Canada.**

| Endroit | Année | Espèce | Stade | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| BC basses terres continentales, vallée du bas Fraser | 1990-1992 | Pygargue à tête blanche *Haliaeetus leucocephalus* | Œuf | Albumen<br>et jaune | 6<br>7<br>11 | 0,186 à 0,358<br>0,174 à 0,296<br>n i | n i | n i<br>n i<br>88 | Elliott *et al.*, 1996 |
| BC île de Vancouver, Crofton | 1990-1992 | Pygargue à tête blanche *Haliaeetus leucocephalus* | Œuf | Albumen et jaune | 3 | 0,096 à 0,384 | n i | n i | Elliott *et al.*, 1996 |
| BC île de Vancouver, détroit de Johnstone | 1990-1992 | Pygargue à tête blanche *Haliaeetus leucocephalus* | Œuf | Albumen et jaune | 7 | 0,236 à 0,367 | n i | n i | Elliott *et al.*, 1996 |
| BC île de Vancouver, Nanaimo | 1990-1992 | Pygargue à tête blanche *Haliaeetus leucocephalus* | Œuf | Albumen et jaune | 8 | 0,110 à 0,198 | n i | n i | Elliott *et al.*, 1996 |
| NB région de Quoddy | 1984 | Mouette de Bonaparte *Larus philadephia* | Adulte | Plumes | 8<br>4<br>4 | 4,14 ± 2,22<br>M+F<br>4,82 ± 2,99 F<br>3,45 ±1,15 M | n i | n i | Braune et Gaskin, 1987 |
| NB région de Quoddy, baie de Fundy | 1978-1984 | Sterne arctique *Sterna paradisaea* | Adulte | Cerveau | 31 | 0,094 | n i | n i | Braune, 1987b |
| NB région de Quoddy, baie de Fundy | 1978-1984 | Sterne arctique *Sterna paradisaea* | Adulte | Rein<br>Foie<br>Muscle | 36 | 0,453<br>0,470<br>0,089 | n i | n i | Braune, 1987b |
| NB région de Quoddy, baie de Fundy | 1978-1984 | Guillemot à miroir *Cepphus grylle* | Adulte | Cerveau<br>Rein<br>Foie<br>Muscle | 4 | 0,123<br>0,491<br>0,513<br>0,113 | n i | n i | Braune, 1987b |

| Endroit | Année | Espèce | Stade | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| NB : région de Quoddy, baie de Fundy | 1978-1984 | Mouette tridactyle *Rissa tridactyla* | Adulte | Cerveau<br>Rein<br>Foie<br>Muscle | 14<br>18<br>19<br>20 | 0,038<br>0,242<br>0,372<br>0,037 | n. i. | n. i. | Braune, 1987b |
| NB : région de Quoddy, baie de Fundy | 1978-1984 | Mouette de Bonaparte *Larus philadephia* | Adulte | Cerveau | 137 | 0,101 | n. i. | n. i. | Braune, 1987b |
| NB : région de Quoddy, baie de Fundy | 1978-1984 | Mouette de Bonaparte *Larus philadephia* | Adulte | Rein<br>Foie<br>Muscle | 145 | 0,418<br>0,450<br>0,075 | n. i. | n. i. | Braune, 1987b |
| NB : région de Quoddy, baie de Fundy | 1978-1984 | Eider à duvet *Somateria mollissima* | Adulte | Rein<br>Foie<br>Muscle | 11 | 0,358<br>0,987<br>0,153 | n. i. | n. i. | Braune, 1987b |
| NB : région de Quoddy, baie de Fundy | 1978-1984 | Sterne pierregarin *Sterna hirundo* | Adulte | Cerveau | 29 | 0,190 | n. i. | n. i. | Braune, 1987b |
| NB : région de Quoddy, baie de Fundy | 1978-1984 | Sterne pierregarin *Sterna hirundo* | Adulte | Rein<br>Foie<br>Muscle | 30 | 1,505<br>1,249<br>0,166 | n. i. | n. i. | Braune, 1987b |
| NB : région de Quoddy, baie de Fundy | 1978-1984 | Cormoran à aigrettes *Phalacrocorax auritus* | Adulte | Cerveau | 1 | 0,360 | n. i. | n. i. | Braune, 1987b |
| NB : région de Quoddy, baie de Fundy | 1978-1984 | Cormoran à aigrettes *Phalacrocorax auritus* | Adulte | Rein<br>Foie<br>Muscle | 3 | 5,35<br>7,05<br>0,606 | n. i. | n. i. | Braune, 1987b |
| NB : région de Quoddy, baie de Fundy | 1978-1984 | Goéland argenté *Larus argentatus* | Adulte | Cerveau<br>Rein<br>Foie<br>Muscle | 4 | 0,056<br>0,350<br>0,482<br>0,101 | n. i. | n. i. | Braune, 1987b |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : méthylmercure

| Endroit | Année | Espèce | Stade | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| NB : région de Quoddy, baie de Fundy | 1978-1984 | Phalarope à bec étroit *Phalaropus lobatus* | Adulte | Foie<br>Muscle | 12<br>13 | 0,225<br>0,046 | n. i. | n. i. | Braune, 1987b |
| NB : région de Quoddy, baie de Fundy | 1978-1984 | Six espèces d'oiseaux | Adulte | Plumes | 968 | 0 à ~12 $\mu g \cdot g^{-1}$ p.s. | n. i. | n. i. | Braune, 1987b |
| ON : réserve d'Akwesasne, nord-est de Cornwall | 1991 | Hirondelle bicolore *Tachycineta bicolor* | Œuf | Albumen et jaune | 5 | 0,043 | n. i. | n. i. | Bishop *et al.*, 1995 |
| ON : Algonquin/ Parry Sound | 1970-1978 | Plongeon huard *Gavia immer* | Œuf | Albumen et jaune | 61 | Moyenne de 0,81 à 1,11 | 0,79 | 71 | Frank *et al.*, 1983 |
| ON : Algonquin/ Parry Sound | 1971-1974 | Plongeon huard *Gavia immer* | Adultes et juvéniles en santé | Cerveau<br>Foie<br>Muscle | 128 | 0,44 à 0,57<br>1,92 à 6,35<br>0,79 à 1,14 (moyennes) | n. i. | n. i. | Frank *et al.*, 1983 |
| ON : Algonquin/ Parry Sound | 1971-1974 | Plongeon huard *Gavia immer* | Adultes et juvéniles émaciés | Cerveau<br>Foie<br>Muscle | 29 | 1,03 à 1,82<br>16,3 à 26,4<br>2,71 à 5,41 (moyennes) | n. i. | n. i. | Frank *et al.*, 1983 |
| ON : centre de l'Ontario | 1992 | Plongeon huard *Gavia immer* | Oisillon | Plumes | 17 | 2,31 ± 0,65 | n. i. | n. i. | Scheuhammer *et al.*, 1998 |
| ON : centre de l'Ontario | 1992 | Plongeon huard *Gavia immer* | Oisillon | Sang | 35 | 0,14 ± 0,12 | n. i. | n. i. | Scheuhammer *et al.*, 1998 |
| ON : centre de l'Ontario | 1992 | Plongeon huard *Gavia immer* | Adulte | Sang | 22 | 2,06 ± 0,94 | n. i. | n. i. | Scheuhammer *et al.*, 1998 |
| ON : centre de l'Ontario | 1992 | Plongeon huard *Gavia immer* | Adulte | Plumes | 20 | 13,3 ± 4,19 | n. i. | n. i. | Scheuhammer *et al.*, 1998 |
| ON : lac Clay, nord-ouest de l'Ontario | 1971 | Canard d'Amérique *Anas americana* | 3 immatures<br>2 adultes | Poitrine | 5 | 0,48 ± 0,30<br>0,3 à 0,9 | n. i. | n. i. | Vermeer *et al.*, 1973 |

| Endroit | Année | Espèce | Stade | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ON : lac Clay, nord-ouest de l'Ontario | 1971 | Sarcelle à ailes bleues *Anas discors* | Immature | Poitrine | 1 | 10,4 | 7,4 | 71 | Vermeer *et al.*, 1973 |
| ON : lac Clay, nord-ouest de l'Ontario | 1971 | Garrot à oeil d'or *Bucephala clangula* | Immature | Poitrine | 1 | 16,8 | 12,3 | 73 | Vermeer *et al.*, 1973 |
| ON : lac Clay, nord-ouest de l'Ontario | 1971 | Grand Harle *Mergus merganser* | Immature | Poitrine | 1 | 19,4 | 14,9 | 77 | Vermeer *et al.*, 1973 |
| ON : lac Clay, nord-ouest de l'Ontario | 1971 | Goéland argenté *Larus argentatus* | Œuf | Albumen et jaune | 14 | 8,4 ± 3,8 é.-t. | n. i. | n. i. | Vermeer *et al.*, 1973 |
| ON : lac Clay, nord-ouest de l'Ontario | 1971 | Goéland argenté *Larus argentatus* | Œuf | Albumen | 4 | 12,0 ±7,8 é.-t. | n. i. | n. i. | Vermeer *et al.*, 1973 |
| ON : lac Clay, nord-ouest de l'Ontario | 1971 | Goéland argenté *Larus argentatus* | Œuf | Jaune | 4 | 2,3 ± 1,1 é.-t. | n. i. | n. i. | Vermeer *et al.*, 1973 |
| ON : lac Clay, nord-ouest de l'Ontario | 1971 | Harle couronné *Lophodytes cucullatus* | Immature | Poitrine | 1 | 17,9 | 17,8 | 99 | Vermeer *et al.*, 1973 |
| ON : lac Clay, nord-ouest de l'Ontario | 1971 | Canard colvert *Anas platyrhynchos* | Immature | Poitrine | 1 | 0,16 | 0,11 | 69 | Vermeer *et al.*, 1973 |
| ON : riv. Detroit | 1973-1992 | Goéland argenté *Larus argentatus* | Œuf | Albumen et jaune | Var. | 0,14 à 0,24 | n. i. | n. i. | Koster *et al.*, 1996 |
| ON : baie Georgienne marais Wye | 1991 | Hirondelle bicolore *Tachycineta bicolor* | Œuf | Albumen et jaune | 10 | 0,066 | n. i. | n. i. | Bishop *et al.*, 1995 |
| ON : lac Érié 2 endroits | 1973-1992 | Goéland argenté *Larus argentatus* | Œuf | Albumen et jaune | Var. | 0,13 à 0,54 | n. i. | n. i. | Koster *et al.*, 1996 |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : méthylmercure

| Endroit | Année | Espèce | Stade | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ON : lac Érié ruiss. Mud | 1991 | Hirondelle bicolore *Tachycineta bicolor* | Œuf | Albumen et jaune | 10 | 0,079 | n. i. | n. i. | Bishop *et al.*, 1995 |
| ON : lac Huron | 1972-1973 | Cormoran à aigrettes *Phalacrocorax auritus* | Œuf | Albumen et jaune | Inc.[b] | 0,32 à 0,83 | n. i. | n. i. | Weseloh *et al.*, 1983 |
| ON : lac Huron 2 endroits | 1973-1992 | Goéland argenté *Larus argentatus* | Œuf | Albumen et jaune | Var. | 0,13 à 0,39 | n. i. | n. i. | Koster *et al.*, 1996 |
| ON : lac Ontario | 1971 | Sterne pierregarin *Sterna hirundo* | Œuf | Albumen et jaune | Inc.[b] | 1,08 | n. i. | n. i. | Gilbertson, 1974 |
| ON : lac Ontario 6 endroits | 1973-1992 | Goéland argenté *Larus argentatus* | Œuf | Albumen et jaune | Var. | 0,18 à 0,88 | n. i. | n. i. | Koster *et al.*, 1996 |
| ON : lac Ontario extrémité de Long Point | 1991 | Hirondelle bicolore *Tachycineta bicolor* | Œuf | Albumen et jaune | 10 | 0,076 | n. i. | n. i. | Bishop *et al.*, 1995 |
| ON : lac Sainte-Claire | 1973 | Bihoreau gris *Nycticorax nycticorax* | Œuf | Albumen et jaune | Inc.[b] | 0,31 à 0,73 | n. i. | n. i. | Stendell *et al.*, 1976 |
| ON : lac Sainte-Claire | 1973 | Sterne pierregarin *Sterna hirundo* | Œuf | Albumen et jaune | Inc.[b] | 0,73 à 1,09 | n. i. | n. i. | Stendell *et al.*, 1976 |
| ON : lac Sainte-Claire | 1973 | Grande Aigrette *Casmerodius albus* | Œuf | Albumen et jaune | Inc.[b] | 0,24 à 0,43 | n. i. | n. i. | Stendell *et al.*, 1976 |
| ON : lac Sainte-Claire | 1973 | Canard colvert *Anas platyrhynchos* | Œuf | Albumen et jaune | Inc.[b] | 0,05 à 0,20 | n. i. | n. i. | Stendell *et al.*, 1976 |
| ON : lac Supérieur 4 endroits | 1973-1992 | Goéland argenté *Larus argentatus* | Œuf | Albumen et jaune | Var. | 0,15 à 0,59 | n. i. | n. i. | Koster *et al.*, 1996 |

| Endroit | Année | Espèce | Stade | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ON : lac Supérieur | 1973 | Goéland argenté *Larus argentatus* | Œuf | Albumen et jaune | Inc.[b] | 0,41 à 0,62 | n. i. | n. i. | Ryder, 1974 |
| ON : lac Supérieur | 1973 | Goéland à bec cerclé *Larus delawarensis* | Œuf | Albumen et jaune | Inc.[b] | 0,45 à 0,75 | n. i. | n. i. | Ryder, 1974 |
| ON : lacs (12) non reliés au réseau fluvial English-Wabigoon | 1974-1975 | Plongeon huard *Gavia immer* | Œuf | Albumen et jaune | 13 | 0,59 ± 0,10 | 0,58 ± 0,10 | 99 | Barr, 1985 |
| ON : lacs (12) non reliés au réseau fluvial English-Wabigoon | 1976 | Plongeon huard *Gavia immer* | Adulte | Cerveau<br>Foie<br>Muscle | 10 | 0,4 ± 0,1<br>8,8 ± 4,6<br>1,2 ± 0,6 | 0,2 ± 0,4 | 4 | Barr, 1985 |
| ON : lacs (12) non reliés au réseau fluvial English-Wabigoon | 1976 | Plongeon huard *Gavia immer* | Oisillon | Cerveau<br>Foie<br>Muscle | 4 | 0,4 ± 0,1<br>0,8 ± 0,3<br>0,4 ± 0,1 | 0,7 ± 0,2 | 87 | Barr, 1985 |
| ON : lacs (6) en aval de la riv. Wabigoon, Dryden | 1974-1975 | Plongeon huard *Gavia immer* | Œuf | Albumen et jaune | 5 | 1,39 ± 0,55 | 1,34 ± 0,53 | 97 | Barr, 1985 |
| ON : lacs (6) en aval de la riv. Wabigoon, Dryden | 1976 | Plongeon huard *Gavia immer* | Adulte | Cerveau<br>Foie<br>Muscle | 5 | 1,5 ± 0,6<br>29,7 ± 12,4<br>4,6 ± 1,6 | 1,5 ± 2,1 | 9 | Barr, 1985 |
| ON : lacs (10) en amont des chutes Maynard sur la riv. English | 1974-1975 | Plongeon huard *Gavia immer* | Œuf | Albumen et jaune | 10 | 0,54 ± 0,09 | 0,53 ± 0,10 | 97 | Barr, 1985 |
| ON : lacs (10) en amont des chutes Maynard sur la riv. English | 1976 | Plongeon huard *Gavia immer* | Adulte | Cerveau<br>Foie<br>Muscle | 12 | 0,4 ± 0,1<br>5,1 ± 3,2<br>1,2 ± 0,5 | 1,0 ± 0,7 | 27 | Barr, 1985 |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : méthylmercure

| Endroit | Année | Espèce | Stade | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ON : lacs (10) en amont des chutes Maynard sur la riv. English | 1976 | Plongeon huard *Gavia immer* | Oisillon | Cerveau<br>Foie<br>Muscle | 6 | 0,3 ± 0,1<br>0,9 ± 0,4<br>0,4 ± 0,2 | 0,8 ± 0,4 | 92 | Barr, 1985 |
| ON : lacs (6) en amont du réseau fluvial English-Wabigoon | 1974-1975 | Plongeon huard *Gavia immer* | Œuf | Albumen et jaune | 6 | 0,72 ± 0,23 | 0,71 ± 0,22 | 99 | Barr, 1985 |
| ON : lacs (6) en amont du réseau fluvial English-Wabigoon | 1976 | Plongeon huard *Gavia immer* | Adulte | Cerveau<br>Foie<br>Muscle | 4 | 1,2 ± 0,6<br>16,7 ± 10,9<br>3,4 ± 2,0 | 1,1 ± 2,2 | 7 | Barr, 1985 |
| ON : riv. Niagara île sans nom | 1973-1992 | Goéland argenté *Larus argentatus* | Œuf | Albumen et jaune | Var. | 0,15 à 0,35 | n. i. | n. i. | Koster *et al.*, 1996 |
| QC : région de Grande-Baleine, nord du Québec | 1989-1990 | Grand Harle *Mergus merganser* | Adulte | Foie<br>Muscle | 13 | 17,53 ± 12,06<br>1,27 ± 0,48 | n. i. | n. i. | Langlois *et al.*, 1995 |
| QC : région de Grande-Baleine, nord du Québec | 1989-1990 | Goéland argenté *Larus argentatus* | Adulte | Muscle | 28 | 1,03 ± 0,80 | n. i. | n. i. | Langlois *et al.*, 1995 |
| QC : région de Grande-Baleine, nord du Québec | 1989-1990 | Goéland argenté *Larus argentatus* | Adulte | Foie | 27 | 2,91 ± 2,35 | n. i. | n. i. | Langlois *et al.*, 1995 |
| QC : région de Grande-Baleine, nord du Québec | 1989-1990 | Goéland argenté *Larus argentatus* | Œuf | n. i. | 2 | 0,28 ± 0,12 | n. i. | n. i. | Langlois *et al.*, 1995 |
| QC : lacs et rivières nord-ouest du Québec | 1989-1991 | Balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus* | Œuf | Entier | 33 | 0,2 ± 0,1 | n. i. | n. i. | DesGranges *et al.*, 1998 |
| QC : lacs et rivières nord-ouest du Québec | 1989-1991 | Balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus* | Oisillon | Plumes | 63 | 7,0 ± 4,3 | n. i. | n. i. | DesGranges *et al.*, 1998 |

| Endroit | Année | Espèce | Stade | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| QC : lacs et rivières nord-ouest du Québec | 1989-1991 | Balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus* | Adulte | Plumes | 29 | 16,5 ± 12,8 | n. i. | n. i. | DesGranges *et al.*, 1998 |
| QC : lacs et rivières nord-ouest du Québec | 1989-1991 | Balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus* | n. i. | Contenu stomacal | 6 | 0,3 ± 0,2 | n. i. | n. i. | DesGranges *et al.*, 1998 |
| QC : région de Nottaway-Broadback-Rupert, côte sud-est de la baie James | 1990-1991 | Grand Harle *Mergus merganser* | Adulte | Muscle | 19 | 1,41 ± 1,26 | n. i. | n. i. | Langlois *et al.*, 1995 |
| QC : région de Nottaway-Broadback-Rupert, côte sud-est de la baie James | 1990-1991 | Grand Harle *Mergus merganser* | Adulte | Foie | 15 | 10,9 ± 7,5 | n. i. | n. i. | Langlois *et al.*, 1995 |
| QC : région de Nottaway-Broadback-Rupert, côte sud-est de la baie James | 1990-1991 | Goéland argenté *Larus argentatus* | Adulte | Muscle | 13 | 1,59 ± 1,32 | n. i. | n. i. | Langlois *et al.*, 1995 |
| QC : réservoirs nord-ouest du Québec | 1989-1991 | Balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus* | Œuf | Entier | 18 | 0,2 ± 0,1 | n. i. | n. i. | DesGranges *et al.*, 1998 |
| QC : réservoirs nord-ouest du Québec | 1989-1991 | Balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus* | Oisillon | Plumes | 78 | 37,4 ± 20,1 | n. i. | n. i. | DesGranges *et al.*, 1998 |
| QC : réservoirs nord-ouest du Québec | 1989-1991 | Balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus* | Adulte | Plumes | 31 | 58,1 ± 51,3 | n. i. | n. i. | DesGranges *et al.*, 1998 |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : méthylmercure

| Endroit | Année | Espèce | Stade | Tissus | N | Hg total $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais)[a] | MeHg $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids frais) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| QC : réservoirs nord-ouest du Québec | 1989-1991 | Balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus* | n. i. | Contenu stomacal | 6 | 0,8 ± 0,33 | n. i. | n. i. | DesGranges *et al.*, 1998 |

n. i. = non indiqué
Var. = Variation dans le nombre d'échantillons
[a] Sauf indication contraire, soit p. s. = poids sec.
[b] Inc. = inconnu, information tirée de Koster *et al.*, 1996

**Annexe B-8 : Concentrations de mercure total et de méthylmercure dans divers compartiments non biotiques au Canada.**

| Endroit | Année | Compartiments | N | Hg total $ng \cdot l^{-1}$ ou $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids sec)[a] | MeHg $ng \cdot l^{-1}$ ou $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids sec) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ON/QC : lac Black | 1987 | Eau, lac | 5 | 3,5 | 1,3 | 37 | Schintu *et al.*, 1989 |
| ON/QC : riv. Gatineau | 1987 | Eau, lac | 5 | 11,4 | 4,1 | 36 | Schintu *et al.*, 1989 |
| ON/QC : riv. des Outaouais | 1987 | Eau, lac | 5 | 9,0 | 2,3 | 26 | Schintu *et al.*, 1989 |
| ON : Région des lacs expérimentaux | 1992 | Pluie, échantillons prélevés en août et septembre | 4 | 4,62 | 0,017 | 0,4 | St, Louis *et al.*, 1995 |
| ON : Région des lacs expérimentaux | 1993 | Pluie, mai – août | 6 | 5,33 | 0,049 | 0,9 | St, Louis *et al.*, 1995 |
| ON : Région des lacs expérimentaux | 1995 | Eau interstitielle de tourbe | n. i. | 6 | 0,6 | 10 | Moore *et al.*, 1995 |
| ON : Région des lacs expérimentaux | 1993 | Neige, surface de lac | 2 | 0,95 | 0,008 | 0,8 | St, Louis *et al.*, 1995 |
| ON : Région des lacs expérimentaux | 1994 | Neige, surface de lac | 2 | 1,96 | 0,032 | 1,7 | St, Louis *et al.*, 1995 |
| ON : Région des lacs expérimentaux | 1992 | Neige, échantillons prélevés en octobre et novembre | 2 | 3,58 | 0,104 | 2,9 | St, Louis *et al.*, 1995 |
| ON : Région des lacs expérimentaux | 1991 | Eau de hautes terres | 9 | 13,11 ± 0,67 | 0,03 ± 0,006 | 0,2 | St, Louis *et al.*, 1994 |
| ON : Région des lacs expérimentaux | 1991 | Eau d'une région dominée par les milieux humides | 19 | 5,02 ± 0,36 | 0,626 ± 0,126 | 13,3 | St, Louis *et al.*, 1994 |
| ON : Région des lacs expérimentaux | 1991 | Eau, zone 1 de milieux humides/hautes terres | 15 | 11,77 ± 0,73 | 0,176 ± 0,012 | 1,6 | St, Louis *et al.*, 1994 |
| ON : Région des lacs expérimentaux | 1991 | Eau, zone 2 de milieux humides/hautes terres | 9 | 11,40 ± 0,87 | 0,228 ± 0,033 | 2,0 | St, Louis *et al.*, 1994 |
| ON : Région des lacs expérimentaux | 1991-1993 | Eau, étang 979 avant inondation | n. i. | 2,6 ± 1,5 | 0,09 ± 0,04 | 4,4 | Kelly *et al.*, 1995 |
| ON : Région des lacs expérimentaux | 1991-1993 | Eau, étang 979 après inondation | n. i. | 4,5 ± 1,7 | 1,38 ± 0,51 | 31 | Kelly *et al.*, 1995 |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : méthylmercure

| Endroit | Année | Compartiments | N | Hg total $ng \cdot l^{-1}$ ou $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids sec)[a] | MeHg $ng \cdot l^{-1}$ ou $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids sec) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ON : Région des lacs expérimentaux | 1991 | Eau, région de hautes terres/milieux humides et lacs | 16 | 1,69 ± 0,27 | 0,040 ± 0,003 | 4,4 | St, Louis *et al.*, 1994 |
| ON : Région des lacs expérimentaux | 1991 | Dépôt humide | 5 | 3,81 ± 0,85 | 0,019 ± 0,004 | 0,6 | St, Louis *et al.*, 1994 |
| ON : fl. Saint-Laurent, région de Cornwall | 1994 | Sédiments superficiels de milieux humides fluviaux | 69 | 0,015 à 0,882 | n. i. | 1 | Thompson, 1996 |
| ON : réseau fluvial English-Wabigoon | 1978-1979[b] | Eau, lac Clay | 26 | n. i. | 1,3 | n. i. | Parks *et al.*, 1989 |
| ON : réseau fluvial English-Wabigoon | 1978-1979[b] | Eau, riv. English, en aval du lac Ball | 12 | n. i. | 0,22 | n. i. | Parks *et al.*, 1989 |
| ON : réseau fluvial English-Wabigoon | 1978-1979[b] | Eau, lac Wabigoon | 25 | n. i. | 0,27 | n. i. | Parks et al., 1989 |
| ON : réseau fluvial English-Wabigoon | 1978-1979[b] | Eau, riv. Wabigoon, en aval du lac Clay | 50 | n. i. | 1,3 | n. i. | Parks *et al.*, 1989 |
| ON : réseau fluvial English-Wabigoon | 1978-1979[b] | Eau, riv. Wabigoon, en amont du barrage Wainwright | 25 | n. i. | 0,43 | n. i. | Parks *et al.*, 1989 |
| ON : milieux humides (22) centre-sud de l'Ontario | 1993 | Sédiments superficiels de divers types de milieux humides | 198 | 0,081 à 0,316 | n. i. | 1 | Thompson, 1996 |
| QC : région de Grande-Baleine, nord du Québec | 1989-1990 | Sédiments | 12 | 0,07 ± 0,05 | n. i. | n. i. | Langlois *et al.*, 1995 |
| QC : région de Grande-Baleine, nord du Québec | 1989-1990 | Seston – échantillons automnaux | 7 | 0,11 ± 0,07 | 0,02 ± 0,02 | 18,2 | Langlois *et al.*, 1995 |
| QC : région de Grande-Baleine, nord du Québec | 1989-1990 | Eau – échantillons estivaux | 22 | 4,8 ± 6,62 | 0,453 ± 0,37 | 9,4 | Langlois *et al.*, 1995 |
| QC : lacs naturels, nord du Québec | 1994-1996 | Eau –Hg dissous | n. i. | 1,51 ± 0,06<br>0,4 - 2,6 | 0,049 ± 0,004<br>0,018 - 0,115 | 3,2 | Lucotte *et al.*, 1998 |
| QC : réservoirs Robert-Bourassa et Laforge-1 | 1994-1996 | Eau | 87 | 2,35 ± 0,12<br>0,96 - 5,34 | 0,28 ± 0,02<br>0,03-0,85 | 12 | Thérien et Morrison, 1998 |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : méthylmercure

| Endroit | Année | Compartiments | N | Hg total $ng \cdot l^{-1}$ ou $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids sec)[a] | MeHg $ng \cdot l^{-1}$ ou $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids sec) | % MeHg | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| QC : lacs près des réservoirs Robert-Bourassa et Laforge-1 | 1994-1996 | Eau | 30 | 1,51 ± 0,06<br>0,4 - 2,6 | 0,05 ± 0,004<br>0,02 – 0,11 | 3 | Thérien et Morrison, 1998 |
| QC : réservoirs de La Grande 2 | 1992 | Sols, inondés, profondeur de 0-4 cm | n. i. | 0,129 | 0,0085 | 6,6 | Mucci *et al.*, 1995 |
| QC : réservoirs de La Grande 2 | 1992 | Sols, inondés, profondeur de 11-19 cm | n. i. | 0,032 | 0,0019 | 5,9 | Mucci *et al.*, 1995 |
| QC : réservoirs de La Grande 2 | 1992 | Sols, inondés, profondeur de 4-11 cm | n. i. | 0,142 | 0,043 | 30 | Mucci *et al.*, 1995 |
| QC : réservoirs/lac du nord | 1992 | Sédiments, surface | n. i. | 0,036 à 0,059 | 0,0001 à 0,0006 | 1 | Tremblay *et al.*, 1996 |
| QC : région de Nottaway-Broadback-Rupert, côte sud-est de la baie James | 1990-1991 | Eau – échantillons estivaux | 25 | 3,07 ± 1,71 | 0,94 ± 0,54 | 31 | Langlois *et al.*, 1995 |
| QC : région de Nottaway-Broadback-Rupert, côte sud-est de la baie James | 1990-1991 | Eau – échantillons hivernaux | 20 | 4,45 ± 1,73 | 0,46 ± 0,83 | 10,3 | Langlois *et al.*, 1995 |
| SK : lac Pasqua | 1982[b] | Eau | 4 | 51,6 | 0,081 | 0,16 | Jackson, 1993 |

n. i. = non indiqué

[a] $ng \cdot l^{-1}$ pour les compartiments aqueux, $\mu g \cdot g^{-1}$ pour les compartiments solides.

[b] Échantillons prélevés à une époque où l'on n'avait pas encore réalisé la nécessité de techniques « ultra-propres ».

**Annexe C-1 : Sommaire des données sur la toxicité aiguë ou chronique du méthylmercure administré par voie orale à divers mammifères.**

| Espèce | Stade | Sexe | N | Dose journalière $mg \cdot kg^{-1}$ de nourriture $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc $\cdot d^{-1}$ | Durée de l'exposition | Dose totale $mg \cdot kg^{-1}$ pc | [Tissus] $mg \cdot kg^{-1}$ (poids frais) | Aboutissement et effets | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Chat<br>*Felis catus* | Adulte | n. i. | n. i. | 0,25 (5 d sur 7)<br>250 | 90 d | 22,5<br>(16,1/chat) | n. i. | Premières convulsions à 68 d; survie moyenne de 78 d. | Eaton *et al.*, 1980 |
| Chat<br>*Felis catus* | Adulte | n. i. | n. i. | 0,55±0,29 erreur-type | 188 d | 18-29/chat | Muscle-15,1<br>Poils-170 | Effets comportementaux d'un régime alimentaire constitué de thon. | Houpt *et al.*, 1988 |
| Chat<br>*Felis catus* | Adulte | n. i. | n. i. | 0,5 | 7-11 mois | n. i. | n. i. | Prolifération du réticulum endoplasmique lisse; dégénérescence des mitochondries hépatiques (régime constitué de thon). | Chang *et al.*, 1974 |
| Chat<br>*Felis catus* | Adulte | n. i. | n. i. | 0,05, 0,14, 0,3, 0,76, 1,2, 2,9 3, 8,4, 20, 46, 74, 176 | 39 semaines (273 d) | n. i. | n. i. | Dommages neurologiques à 46 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc (0,76 $mg \cdot kg^{-1}$) avec un régime constitué de poisson. | Charbonneau *et al.*, 1976 |
| Loutre de rivière<br>*Lutra canadensis* | Adulte | M | 3 | 2,0<br>90 | 159-213 d | 14,6 à 21,4 | Muscle-12<br>Cerveau-13,3 | Létal pour 2/3; anorexie chez 1/3 et ataxie chez 2/3 loutres de rivière (survivants euthanasiés). | O'Connor et Nielsen, 1981 |
| Loutre de rivière<br>*Lutra canadensis* | Adulte | M | 3 | 4,0<br>170 | 113-122 d | 17,9 à 21,3 | Muscle-16,3<br>Cerveau-18,5 | Anorexie et ataxie chez les 3 loutres de rivière (euthanasiées); lésions néphrotiques et neurologiques. | O'Connor et Nielsen, 1981 |
| Loutre de rivière<br>*Lutra canadensis* | Adulte | M | 3 | 8,0<br>370 | 45 – 57 d | 16,1 à 22,4 | Muscle-15,2<br>Cerveau-14 | Létal pour 1/3 (survivants euthanasiés); lésions néphrotiques et neurologiques. | O'Connor et Nielsen, 1981 |
| Loutre de rivière<br>*Lutra canadensis* | Adulte | M | 2 | 0<br>0 | 192-229 d | 0 | Muscle-0,77<br>Cerveau-0,38 | Témoin | O'Connor et Nielsen,, 1981 |

| Espèce | Stade | Sexe | N | Dose journalière $mg \cdot kg^{-1}$ de nourriture $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc $\cdot d^{-1}$ | Durée de l'exposition | Dose totale $mg \cdot kg^{-1}$ pc | [Tissus] $mg \cdot kg^{-1}$ (poids frais) | Aboutissement et effets | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Macaque de Buffon *Macaca fascicularis* | 0-7 ans | n. i. | 5 | n. i.<br>50 | 7 ans | 128 | n. i. | Réduction de la sensibilité au toucher et de la réponse tactile. | Rice, 1989 |
| Macaque de Buffon *Macaca fascicularis* | 0-13 ans | n. i. | 5 | n. i.<br>50 | Exposés de 0 à 7 ans; non exposés de 7 à 13 ans | 128 | n. i. | Réactions plus maladroites et plus lentes que chez les témoins. | Rice, 1989 |
| Macaque de Buffon *Macaca fascicularis* | Adulte | F | 7 | n. i.<br>90 | 1 an | 32,4 | n. i. | 4/7 ont souffert de dommages neurologiques. | Burbacher *et al.*, 1984 |
| Macaque de Buffon *Macaca fascicularis* | Adulte | n. i. | n. i. | n. i.<br>0,4 – 50 | 150 d | 0,06 à 7,5 | n. i. | Absence de symptômes cliniques, activité de la cholinestérase inchangée. | Petruccioli et Turillazzi, 1991 |
| Phoque du Groenland *Phoca groenlandica* | Adulte | n. i. | n. i. | 0,25<br>n. i. | 60 d | n. i. | Sang-8,9 | Baisse de l'appétit et du poids corporel. | Ronald *et al.*, 1977 |
| Phoque du Groenland *Phoca groenlandica* | Adulte | n. i. | n. i. | 0,25<br>n. i. | 90 d | n. i. | Sang-12,5 | Activité réduite après 60 d. | Ronald *et al.*, 1977 |
| Phoque du Groenland *Phoca groenlandica* | Adulte | n. i. | n. i. | 25 | 26 d | n. i. | Sang-21,3 | Léthargie; perte de poids; mortalité entre les jours 20 et 26. | Ronald *et al.*, 1977 |
| Rat *Rattus* spp Souche inconnue | Adulte | F | 25 | 2,5<br>100 | 2 ans | 73 | n. i. | 56 % ont survécu jusqu'à la fin, gain pondéral réduit de 6 % (60 semaines); 76 % des témoins ont survécu. | Verschuuren *et al.*, 1976 |
| Rat *Rattus* spp Souche inconnue | Adulte | M | 25 | 2,5<br>100 | 2 ans | 73 | n. i. | 48 % ont survécu jusqu'à la fin; 72 % des témoins ont survécu. | Verschuuren *et al.*, 1976 |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : méthylmercure

| Espèce | Stade | Sexe | N | Dose journalière $mg \cdot kg^{-1}$ de nourriture $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc·$d^{-1}$ | Durée de l'exposition | Dose totale $mg \cdot kg^{-1}$ pc | [Tissus] $mg \cdot kg^{-1}$ (poids frais) | Aboutissement et effets | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Rat *Rattus norvegicus* Souche : Sprague-Dawley | Adulte | F | 56 | n. i. 340 | 104 sem. | 248 | n. i. | Taux de survie de 30 % à cette dose. | Mitsumori *et al.*, 1983, 1984 |
| Rat *Rattus norvegicus* Souche : Sprague-Dawley | Adulte | M | 56 | n. i. 280 | 104 wks | 204 | n. i. | Taux de survie de 10 % à cette dose. | Mitsumori *et al.*, 1983, 1984 |
| Rat *Rattus norvegicus* Souche : Wistar | Adulte | F | 50 | n. i. 50 | 26 mois | 3,9 | n. i. | DSENO – femelles | Munro *et al.*, 1980 |
| Rat *Rattus norvegicus* Souche : Wistar | Adulte | M | 50 | n. i. 50 | 26 mois | 3,9 | n. i. | DSENO – mâles | Munro *et al.*, 1980 |
| Rat *Rattus norvegicus* Souche : Wistar | Adulte | F | 50 | n. i. 250 | 26 mois | 19,5 | n. i. | Gains pondéraux réduits, lésions nerveuses. | Munro *et al.*, 1980 |
| Rat *Rattus norvegicus* Souche : Wistar | Adulte | M | 50 | n. i. 250 | 26 mois | 19,5 | n. i. | Neurotoxicité manifeste; taux d'hémoglobine et hématocrite réduits, gains pondéraux réduits, mortalité; lésions nerveuses; dommages rénaux importants. | Munro *et al.*, 1980 |
| Rat *Rattus norvegicus* Souche : Wistar | Adulte | F | 4 | n. i. 5 – 50 | 4 d | n. i. | n. i. | Dose administrée aux jours 6 à 9 de la gestation; les ratons de 4 mois ont affiché des troubles du comportement opérant - DMENO de 10 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc/d. | Bornhausen *et al.*, 1980 |
| Singe rhésus *Macaca mulatta* | Adulte | n. i. | n. i. | n. i. 125 | 3,5 mois | 13,1 | n. i. | Altérations des tissus dans le foie et les reins. | Rice *et al.*, 1989 |
| Singe rhésus *Macaca mulatta* | Adulte | n. i. | n. i. | n. i. 80 | 7-12 mois | 17 à 29 | n. i. | Altérations des tissus dans le foie et les reins. | Rice *et al.*, 1989 |

| Espèce | Stade | Sexe | N | Dose journalière $mg \cdot kg^{-1}$ de nourriture $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc $\cdot d^{-1}$ | Durée de l'exposition | Dose totale $mg \cdot kg^{-1}$ pc | [Tissus] $mg \cdot kg^{-1}$ (poids frais) | Aboutissement et effets | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Singe rhésus *Macaca mulatta* | Adulte | n. i. | n. i. | n. i.<br>100 | 10 mois | 30 | n. i. | Foie normal; effets manifestes sur les reins. | Rice *et al.*, 1989 |
| Singe rhésus *Macaca mulatta* | Adulte | n. i. | n. i. | n. i.<br>80-100 | 15 mois | 36 à 45 | n. i. | Foie normal; effets manifestes sur les reins. | Rice *et al.*, 1989 |
| Singe rhésus *Macaca mulatta* | Adulte | n. i. | n. i. | n. i.<br>90 | 10 mois | 27 | n. i. | Foie normal; effets manifestes sur les reins. | Rice *et al.*, 1989 |
| Souris *Mus musculus* Souche : B6C3-F1 | Adulte | M/F | 120 | 0,4<br>40 | 2 ans | 28,8 | n. i. | DSENO | Mitsumori *et al.*, 1990 |
| Souris *Mus musculus* Souche : B6C3-F1 | Adulte | M/F | 120 | 2<br>170 | 2 ans | 122 | n. i. | DMENO – maladie rénale chronique | Mitsumori *et al.*, 1990 |
| Souris *Mus musculus* Souche : B6C3-F1 | Adulte | F | 60 | 10<br>830 | 2 ans | 598 | n. i. | Paralysie des membres postérieurs chez 3/60 après 80 semaines ; nécrose cérébrale; maladie rénale chronique. | Mitsumori *et al.*, 1990 |
| Souris *Mus musculus* Souche : B6C3-F1 | Adulte | M | 60 | 10<br>830 | 2 ans | 598 | n. i. | Paralysie des membres postérieurs chez 33/60 après 59 semaines ; gain pondéral réduit ; nécrose cérébrale ; maladie rénale chronique. | Mitsumori *et al.*, 1990 |
| Vison *Mustela vison* | Adulte | 12F<br>4M | 16 | 1,0<br>100 M; 180 F | 11,5 sem. (81 d) | 8,1 M<br>14,6 F | Cerveau F-15,3 | 4/12 F mortes ; dose réduite de moitié pour le reste de l'étude (voir ligne suivante du présent tableau). Lésions cérébrales chez les F mortes. | Wren *et al.*, 1987a |
| Vison *Mustela vison* | Adulte | 4F<br>3M | 7 | 1,0 réduite à 0,5[a]<br>100 à 50 M; 180 à 90 F | 11,5 sem. à 1,0<br>15 sem. à 0,5 | 8,1 +5,3 = 13,4 M<br>14,6 + 9,5 =24,1 F | Cerveau M-18<br>Cerveau F-4,2 | Aucun effet clinique (C. Wren, comm. pers.) – [Hg] hépatique élevée mesurée chez la progéniture. | Wren *et al.*, 1987a |
| Vison *Mustela vison* | Adulte | n. i. | n. i. | 5,0<br>500 M; 700 F[b] | 30-37 d | 15-18,5 M<br>21-26 F | Muscle-25,2<br>Cerveau-20 | $TL_{50}$ – Ataxie, anorexie, paralysie, mort. | Aulerich *et al.*, 1974 |
| Vison *Mustela vison* | Adulte | F | 10 | 0,25<br>38[c] | 120 d | 4,5 | Cerveau-0,5 | Aucun effet clinique ou pathologique. | Wobeser *et al.*, 1976a |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : **méthylmercure**

| Espèce | Stade | Sexe | N | Dose journalière $mg \cdot kg^{-1}$ de nourriture $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc·$d^{-1}$ | Durée de l'exposition | Dose totale $mg \cdot kg^{-1}$ pc | [Tissus] $mg \cdot kg^{-1}$ (poids frais) | Aboutissement et effets | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Vison *Mustela vison* | Adulte | F | 10 | 0,33<br>53 | 120 d | 6,4 | Cerveau-3,4 | Aucun effet clinique ou pathologique (DSENO). | Wobeser *et al.*, 1976a |
| Vison *Mustela vison* | Adulte | F | 5 | <0,1<br><16 | 93 d | <1,5 | Muscle-0,2<br>Cerveau-0,1 | Témoin | Wobeser *et al.*, 1976b |
| Vison *Mustela vison* | Adulte | F | 5 | 1,1<br>176 | 93 d | 16,4 | Muscle-7,8<br>Cerveau-8,2 | DMENO : foies pâles, lésions des tissus nerveux, mobilité réduite chez 2/5. | Wobeser *et al.*, 1976b |
| Vison *Mustela vison* | Adulte | F | 5 | 1,8<br>288 | 79 d | 22,8 | Muscle-4,9<br>Cerveau-18,1 | Anorexie, ataxie à 50-80 d; mortalité à 59-79 d. | Wobeser *et al.*, 1976b |
| Vison *Mustela vison* | Adulte | F | 5 | 4,8<br>768 | 36 d | 27,6 | Muscle-14,1<br>Cerveau-10,5 | Anorexie, ataxie à 23-32 d; mortalité à 26-36 d. | Wobeser *et al.*, 1976b |
| Vison *Mustela vison* | Adulte | F | 5 | 8,3<br>1328 | 26 d | 34,5 | Muscle-17,4<br>Cerveau-13,3 | Anorexie, ataxie à 16-21 d; mortalité à 19-26 d. | Wobeser *et al.*, 1976b |
| Vison *Mustela vison* | Adulte | F | 5 | 15,0<br>2250 | 20 d | 45,0 | Muscle-22<br>Cerveau-15,6 | Anorexie, ataxie à 16-18 d; mortalité à 18-20 d. | Wobeser *et al.*, 1976b |
| Vison *Mustela vison* | 6 mois | F | 20 | 0,1<br>16[c] | 101 d | 16,2 | n. i. | Aucun effet | Chamberland *et al.*, 1996 |
| Vison *Mustela vison* | 6 mois | F | 20 | 0,5<br>80 | 101 d | 8,1 | n. i. | Aucun effet indiqué. | Chamberland *et al.*, 1996 |
| Vison *Mustela vison* | 6 mois | F | 20 | 0,9<br>144 | 101 d | 14,5 | n. i. | Mortalité chez >50 % dans l'intervalle 80-101 jours; signes de neurotoxicité; dommages rénaux mineurs. | Chamberland *et al.*, 1996 |

n. i. = indiqué

[a] 1 $mg \cdot kg^{-1}$ de nourriture administré quotidiennement durant 11,5 semaines, puis administré aux deux jours pour le reste de la durée de cette étude de 6 mois (~15 semaines) (la dose journalière de 1,0 $mg \cdot kg^{-1}$ a causé la mort de 3 F; 6 animaux souffrant ont été euthanasiés).

[b] Doses journalières calculées selon des taux de consommation alimentaire de 0,1 et de 0, 14 $kg \cdot kg^{-1}$ pc par jour pour les mâles (M) et les femelles (F), respectivement (Aulerich *et al.*, 1974).

[c] Dose journalière calculée selon un taux de consommation alimentaire de 0,16 $kg \cdot kg^{-1}$ pc par jour pour les visons femelles en captivité (Bleavins et Aulerich, 1981).

**Annexe C-2 : Sommaire des données sur la toxicité du méthylmercure administré par voie orale pour la reproduction et le développement chez les mammifères.**

| Espèce | Stade | Sexe | N | Dose journalière $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc | Durée de l'exposition | Dose totale $mg \cdot kg^{-1}$ pc | Aboutissement et effets | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Macaque de Buffon *Macaca fascicularis* | Adulte | F | 11 | 50 - 70 | Cycle de reproduction | n. i. | Mères exposées durant toute la gestation; troubles de la reconnaissance visuelle chez les nourrissons de 35 d. | Gunderson *et al.*, 1986 |
| Macaque de Buffon *Macaca fascicularis* | Adulte | F | 7 | 50 | Cycle de reproduction | n. i. | 2/7 ont avorté – statistiquement non significatif. | Burbacher *et al.*, 1984 |
| Macaque de Buffon *Macaca fascicularis* | Adulte | F | 7 | 90 | Cycle de reproduction | | 2/7 ont avorté, 3/7 n'ont pas conçu – statistiquement non significatif. | Burbacher *et al.*, 1984 |
| Rat *Rattus norvegicus* Souche : Sprague-Dawley | Adulte | F | n. i. | 3900 | Cycle de reproduction[a] | n. i. | Aucun effet sur le poids corporel des mères, le nombre de visonneaux nés par femelle, et le comportement des mères et des petits; poids corporel des ratons réduit de 4 %; changements biochimiques. | Sundberg et Okarsson, 1992 |
| Rat *Rattus norvegicus* Souche : Wistar | Adulte | F | n. i. | 10-50 | Jours 6 à 9 de la gestation | 0,04 - 0,2 | Trouble du comportement opérant chez les ratons de 4 mois; DMENO de 10 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc. | Bornhausen *et al.*, 1980 |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : méthylmercure

| Espèce | Stade | Sexe | N | Dose journalière $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc | Durée de l'exposition | Dose totale $mg \cdot kg^{-1}$ pc | Aboutissement et effets | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Vison<br>*Mustela vison* | Adulte | 4F<br>3M | 7 | 1,0, réduit à 0,5<br>100 à 50 M; 180 à 90 F | 11,5 sem. à 1,0<br>15 sem. à 0,5 | 8,1 +5,3 = 13,4 M<br>14,6 + 9,5 =24,1 F | La fécondité des mâles adultes, le % de femelles qui ont mis bas, la taille des portées, et le taux de survie des visonneaux jusqu'au sevrage n'ont pas été affectés. | Wren *et al.*, 1987b |

n. i. = non indiqué

[a] Dose alimentaire administrée aux mères durant les 11 semaines qui ont précédé l'accouplement et durant la gestation et l'allaitement; concentrations mesurées dans divers tissus des mères et des petits.

[b] 1 $mg \cdot kg^{-1}$ de nourriture administré quotidiennement durant 10-12 semaines, puis administré aux deux jours pour le reste de la durée de cette étude de 6 mois (la dose journalière a causé la mort de 3 animaux; 6 animaux souffrant ont été euthanasiés).

**Annexe C-3 : Sommaire des données sur les effets cancérogènes et mutagènes du méthylmercure administré par voie orale chez les mammifères.**

| Espèce | Stade | Sexe | N | Dose journalière $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc | Durée de l'exposition | Dose totale $mg \cdot kg^{-1}$ pc | Aboutissement et effets | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Rat *Rattus* spp. Souche : inconnue | Adulte | M | 25 | 0-100 2,5 ppm | 2 ans | jusqu'à 73 | Aucune différence dans les tumeurs pour l'ensemble des groupes. | Verschuuren *et al.*, 1976 |
| Rat *Rattus* spp. Souche : inconnue | Adulte | F | 25 | 0-100 2,5 ppm | 2 ans | jusqu'à 73 | Aucune différence dans les tumeurs pour l'ensemble des groupes. | Verschuuren *et al.*, 1976 |
| Rat *Rattus norvegicus* Souche : Sprague-Dawley | Adulte | M | 56 | 280 | 130 sem. | 255 | Aucune tumeur | Mitsumori, 1983, 1984 |
| Rat *Rattus norvegicus* Souche : Sprague-Dawley | Adulte | F | 56 | 280 | 130 sem. | 255 | Aucune tumeur | Mitsumori, 1983, 1984 |
| Rat *Rattus norvegicus* Souche : Sprague-Dawley | Adulte | M | 30 | 8 0,2 ppm | 2 ans | 6 | Aucune différence dans les tumeurs entre sujets traités et sujets témoins. Aucun autre effet. | Newberne *et al.*, 1972 |
| Rat *Rattus norvegicus* Souche : Sprague-Dawley | Adulte | F | 30 | 8 0,2 ppm | 2 ans | 6 | Aucune différence dans les tumeurs entre sujets traités et sujets témoins. Aucun autre effet. | Newberne *et al.*, 1972 |

| Espèce | Stade | Sexe | N | Dose journalière $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc | Durée de l'exposition | Dose totale $mg \cdot kg^{-1}$ pc | Aboutissement et effets | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Souris *Mus musculus* Souche : ICR | Adulte | M | 60 | 906 (10 ppm) | 104 sem. | 942 | Tumeurs épithéliales rénales chez 13/26, et aucune aux doses plus faibles après 58 semaines. | Hirano *et al.*, 1986 |
| Souris *Mus musculus* Souche . ICR | Adulte | F | 60 | 785 (10 ppm) | 104 sem. | 816 | Dégénérescence de l'épithélium des tubules rénaux proximaux; dégénérescence du nerf sciatique. | Hirano *et al.*, 1986 |

**Annexe C-4 : Sommaire des données sur la toxicité aiguë et chronique et sur la toxicité pour la reproduction du méthylmercure chez les oiseaux.**

| Espèce | Stade | Sexe | N | Dose $mg \cdot kg^{-1}$ de nourriture $\mu g \cdot kg^{-1}$ $pc \cdot d^{-1}$ | Durée de l'exposition | Dose totale $mg \cdot kg^{-1}$ pc | [Tissus] $mg \cdot kg^{-1}$ (poids frais) | Aboutissement et effets | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Canard colvert *Anas platyrhynchos* | Œuf | n. i. | 80 | n. i. | 18 d | 1-90 µg/œuf | 0,05-0,53/œuf | Malformations à 1 µg; croissance réduite à 9 µg; taux de survie de 68 % à 27 µg. | Hoffman et Moore, 1979 |
| Canard colvert *Anas platyrhynchos* | Jeune de l'année | M/F | 48 | 0,5, 5, 15 (libre choix) | 84 d | n. i. | n. i. | Anomalies rénales à 5 et 15 $mg \cdot kg^{-1}$. | Snelgrove-Hobson *et al.*, 1988 |
| Canard colvert *Anas platyrhynchos* | Adulte 1re saison | F<br>M | 30<br>9 | 0 (témoin)<br>6,4[a] | 21 sem. | n. i. | Œuf - <0,05 | Arrêt de la production d'œufs après 43 semaines. | Heinz, 1974 |
| Canard colvert *Anas platyrhynchos* | Adulte 1re saison | F<br>M | 30<br>9 | 0,5 (poids sec)<br>86[b] | 21 sem. | n. i. | Œuf - ~1 | Arrêt de la production d'œufs après 31 semaines. Œufs plus petits que ceux des sujets témoins; canetons hyper-réactifs dans les tests de réaction d'évitement. | Heinz, 1974 |
| Canard colvert *Anas platyrhynchos* | Adulte 1re saison | F<br>M | 30<br>9 | 3,0 (poids sec)<br>530[c] | 21 sem. | n. i. | Œuf - 6,5-9,2 | Arrêt de la production d'œufs après 21 semaines. Œufs plus petits que ceux des sujets témoins; œufs sains moins nombreux, taux d'éclosion réduit, taux de survie jusqu'à l'âge d'une semaine réduit (pas de statistiques); canetons hyper-réactifs dans les tests de réaction d'évitement. | Heinz, 1974 |
| Canard colvert *Anas platyrhynchos* | Adulte 2e saison, 1re gén. | F<br>M | 10<br>10 | 0 (témoin)<br>6,4[a] | 1,2-1,5 ans | n. i. | Œuf - <0,05<br>Foie - <0,07 | | Heinz, 1976a |
| Canard colvert *Anas platyrhynchos* | Adulte 2e saison, 1re gén. | F<br>M | 9<br>9 | 0,5 (poids sec)<br>83[d] | 1,2-1,5 ans | n. i. | Œuf - 0,8-1,1<br>Foie - 1,6<br>Rein - 1,8<br>Poitrine - 0,8<br>Cerveau - 0,5<br>Ovaire - 0,6<br>Plumes - 11,2 | Aucune différence constante. | Heinz, 1976a |

Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : méthylmercure

| Espèce | Stade | Sexe | N | Dose $mg \cdot kg^{-1}$ de nourriture $\mu g \cdot kg^{-1}$ $pc \cdot d^{-1}$ | Durée de l'exposition | Dose totale $mg \cdot kg^{-1}$ pc | [Tissus] $mg \cdot kg^{-1}$ (poids frais) | Aboutissement et effets | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Canard colvert *Anas platyrhynchos* | Adulte 2e saison | F<br>M | 10<br>10 | 3,0 (poids sec)<br>450[e] | 1,2-1,5 ans | n. i. | Œuf - 5,5-7,4<br>Foie - 11,1<br>Rein - 14,7<br>Poitrine - 5,0<br>Cerveau - 4,6<br>Ovaire - 8,4<br>Plumes - 68,7 | Taux de survie jusqu'à l'âge d'une semaine réduit. Lésions cérébrales. Canetons hyper-réactifs dans les tests de réaction d'évitement. | Heinz, 1976a |
| Canard colvert *Anas platyrhynchos* | Adulte 2e gén. | F<br>M | 14<br>14 | 0 (témoin)<br>6,4 | À partir de l'âge de 9 jours | n. i. | Œuf - <0,05<br>Foie - <0,05 | | Heinz, 1976b |
| Canard colvert *Anas platyrhynchos* | Adulte 2e gén. | F<br>M | 14<br>14 | 0,5 (poids sec)<br>73[e] | À partir de l'âge de 9 jours | n. i. | Œuf - 0,9<br>Foie - 0,9<br>Rein - 1,5<br>Poitrine - 0,7<br>Cerveau - 0,4<br>Ovaire - 0,5<br>Plumes - 9,0 | Les adultes ont mangé significativement plus de nourriture que les sujets témoins. Accroissement du % d'œufs pondus à l'extérieur du nichoir. Diminution du nombre de canetons normaux à l'âge d'une semaine (mais pas du % de canetons normaux à l'éclosion qui ont survécu jusqu'à l'âge d'une semaine). Gain pondéral réduit chez les canetons. | Heinz, 1976b |
| Canard colvert *Anas platyrhynchos* | Adulte 3e gén. | F<br>M | 14 | 0 (témoin) | À partir de l'âge de 9 jours | n. i. | Œuf - <0,05<br>Foie - 0,1-1,4 | | Heinz, 1979 |
| Canard colvert *Anas platyrhynchos* | Adulte 3e gén. | F | 14 | 0,5<br>67[f] | À partir de l'âge de 9 jours | n. i. | Œuf - 0,86<br>Foie - 1,5<br>Rein - 1,6<br>Poitrine - 0,8<br>Cerveau 0,6<br>Ovaire - 0,6<br>Plumes - 9,1 | Les canes ont pondu moins d'œufs sains. Coquilles des oeufs plus minces. Troubles comportementaux chez la progéniture. | Heinz, 1979 |
| Canard colvert *Anas platyrhynchos* | Adulte | M | 12 | 10 (4-poids frais)<br>1000 | 75 d | 75 | n. i. | Pattes faibles après 7 semaines; à la fin de l'étude, la plupart des canards marchaient difficilement et l'un était mort. | Heinz et Hoffman, 1998 |

| Espèce | Stade | Sexe | N | Dose $mg \cdot kg^{-1}$ de nourriture $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc·$d^{-1}$ | Durée de l'exposition | Dose totale $mg \cdot kg^{-1}$ pc | [Tissus] $mg \cdot kg^{-1}$ (poids frais) | Aboutissement et effets | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Canard colvert *Anas platyrhynchos* | Adulte | F | 9 | 10 (4-poids frais)<br>1000 | 75 d | 75 | n. i. | Taux d'éclosion réduit, taux de survie jusqu'à l'âge de 7 d réduit, moins de canetons produits. | Heinz et Hoffman, 1998 |
| Canard noir *Anas rubripes* | Adulte | M/F | 26 | 3<br>(libre choix) | 196 d | n. i. | Cerveau des canetons - 3-6 | Dose administrée aux couples d'adultes; moins d'œufs pondus; taux d'éclosion réduit; taux de survie de la progéniture réduit. | Finley et Stendell, 1978 |
| Cormoran à aigrettes | Jeune | n. i. | n. i. | 0,56<br>n. i. | Saison | n. i. | Cerveau - 0,63 | Aucun effet observé. | Wolfe et Norman, 1998 |
| Cormoran à aigrettes | Adulte | n. i. | n. i. | 0,56<br>n. i. | Saison | n. i. | n. i. | Aucun effet observé. | Wolfe et Norman, 1998 |
| Faisan de Colchide *Phasianus colchicus* | Adulte | F | 7 | $9^{n}$<br>n. i. | 84 d | 34 | Foie - 7,8 | Perte de poids; démyélinisation de la moelle épinière. Moins d'œufs produits. Œufs sans coquille; faible taux d'éclosion. Forte mortalité chez les oisillons. | Fimreite, 1971 |
| Faisan de Colchide *Phasianus colchicus* | Adulte | F | 7 | 4,5<br>n. i. | 84 d | 19 | Foie - 4,5 | Perte de poids; démyélinisation de la moelle épinière. Moins d'œufs produits. Œufs sans coquille; faible taux d'éclosion. | Fimreite, 1971 |
| Grand Héron *Ardea herodias* | Jeune | n. i. | n. i. | 0,56<br>73-210 | Saison | n. i. | Cerveau - 0,35 | Aucun effet sur les taux de croissance des héronneaux. | Wolfe et Norman, 1998 |
| Grand Héron *Ardea herodias* | Adulte | n. i. | n. i. | 0,56<br>122 | Saison | n. i. | n. i. | Taux de reproduction comparable à celui de colonies non contaminées. | Wolfe et Norman, 1998 |
| Plongeon huard *Gavia immer* | Adulte | n. i. | n. i. | >0,3 dans la perche<br>53[1] | Saison de reproduction | n. i. | Muscle - 1,6<br>Cerveau - 0,5 | Établissement de territoires réduit; ponte réduite. | Barr, 1986 |
| Plongeon huard *Gavia immer* | Adulte | n. i. | n. i. | >0,36 dans la perche<br>72 | Saison de reproduction | n. i. | Muscle - 2,3<br>Cerveau - 0,8 | Établissement de territoires réduit; ponte réduite; aucun oisillon n'a survécu. | Barr, 1986 |

[a] Dose calculée à partir de la dose mesurée de 0,05 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) et du taux d'ingestion d'aliments chez les colverts témoins de 0,128 kg de nourriture (poids sec) par kg de poids corporel par jour (Heinz, 1974, 1979).

[b] Dose calculée à partir de la dose mesurée de 0,55 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) et du taux d'ingestion d'aliments chez les colverts traités de 0,156 kg de nourriture (poids sec) par kg de poids corporel par jour (Heinz, 1974, 1979).

[c] Dose calculée à partir de la dose mesurée de 3,4 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) et du taux d'ingestion d'aliments chez les colverts traités de 0,156 kg de nourriture (poids sec) par kg de poids corporel par jour (Heinz, 1974, 1979).

[d] Dose calculée à partir de la dose mesurée de 0,53 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) et du taux d'ingestion d'aliments chez les colverts traités de 0,156 kg de nourriture (poids sec) par kg de poids corporel par jour (Heinz, 1974, 1979).

[e] Dose calculée à partir de la dose mesurée de 2,88 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) et du taux d'ingestion d'aliments chez les colverts traités de 0,156 kg de nourriture (poids sec) par kg de poids corporel par jour (Heinz, 1976a, 1979).

[f] Dose calculée à partir de la dose mesurée de 0,47 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) et du taux d'ingestion d'aliments chez les colverts traités de 0,156 kg de nourriture (poids sec) par kg de poids corporel par jour (Heinz, 1976b, 1979).

[g] Dose calculée à partir de la dose mesurée de 0,43 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) et du taux d'ingestion d'aliments chez les colverts traités de 0,156 kg de nourriture (poids sec) par kg de poids corporel par jour (Heinz, 1976b, 1979).

[h] Ces oiseaux ont été nourris de grains contaminés parce qu'à l'époque, le MeHg était utilisé comme fongicide sur les semences (les semences ne sont plus traitées avec du MeHg au Canada).

[i] Plongeons : 0,3 $\mu g \cdot g^{-1}$ x 730 $g \cdot d^{-1} \cdot 4{,}13\ kg^{-1}$ pc = 53 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pc $\cdot d^{-1}$ (CCME, 1998).

**Annexe D : Catégories de restriction de la consommation humaine liées à la présence de méthylmercure dans le poisson provenant des eaux canadiennes.**

Aucune restriction – Le poisson peut être consommé librement. Les enfants de moins de 15 ans et les femmes en âge de procréer ne devraient manger que le poisson tombant dans cette catégorie. Les poissons de cette catégorie renferment des concentrations de mercure inférieures ou égales à **0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$**.

Consommation limitée – Les restrictions de la consommation dépendent de la concentration de mercure dans le poisson, de la quantité de poisson consommée et de l'étendue de la période sur laquelle le poisson est consommé.

*Groupe 1*: Les poissons de ce groupe renferment des concentrations de mercure se situant entre **0,5 et 1,0 $\mu g \cdot g^{-1}$**. Consommation à court terme (pour une semaine seulement) – les pêcheurs peuvent manger 2300 grammes (5,0 lb) de filet ou environ dix repas. Consommation à long terme (poisson consommé durant toute l'année) - les pêcheurs peuvent manger 200 grammes (0,5 lb) de filet ou environ un repas par semaine.

*Groupe 2*: Les poissons de ce groupe renferment des concentrations de mercure se situant entre **1,0 et 1,5 $\mu g \cdot g^{-1}$**. Consommation à court terme (pour une semaine seulement) - les pêcheurs peuvent manger 1500 grammes (3,0 lb) de filet ou environ sept repas. Consommation à long terme (poisson consommé durant toute l'année) - les pêcheurs peuvent manger 140 grammes (0,3 lb) de filet ou environ un petit repas par semaine.

Aucune consommation – Aucun poisson tombant dans cette catégorie ne devrait être mangé. Les poissons de cette catégorie renferment des concentrations de mercure supérieures à **1,5 $\mu g \cdot g^{-1}$**.

Santé Canada
1998
Direction générale de la protection de la santé
Bureau d'innocuité des produits chimiques
1er étage Est, édificeBanting
Localisateur postal 2201B1
Ottawa, Ontario
KIA OL2

Le 7 avril

Notre numéro de *référence* :ADDCP98032001

Mme Brenda Miskimmin
Limnos Freshwater Consultants

Madame Miskimmin,

La présente lettre répond à la demande que vous nous avez adressée le 19 mars 1998 concernant la recommandation de 0,5 ppm pour le mercure dans le poisson.

Cette recommandation a été établie en 1969 par la Direction générale de la protection de la santé et est fondée sur l'estimation des taux individuels de consommation de poisson commercial et sur les données toxicologiques sur le mercure, et en particulier sur le méthylmercure. Il faut savoir que cette recommandation vise seulement le poisson vendu dans le commerce, et qu'il existe aussi des exemptions. Ces exemptions ont trait aux filets frais et congelés de requin, d'espadon et de thon, espèces pour lesquelles on a plutôt recommandé de limiter la consommation à au plus un repas par semaine. La décision d'exclure ces espèces de la recommandation de 0,5 ppm était fondée sur les données concernant leurs teneurs habituelles en mercure, qui feraient en sorte qu'une stricte application de la recommandation limiterait grandement la disponibilité de ces produits au Canada.

Nous vous rappelons aussi qu'il existe également une recommandation de 0,2 ppm pour le mercure total qui s'applique aux personnes pour lesquelles le poisson constitue un important aliment de subsistance, comme certains Autochtones vivant dans de petites collectivités. Cette recommandation a été établie par la Direction générale des services médicaux en 1979, et a été réitérée en 1984.

La recommandation de 0,5 ppm est fondée sur la dose journalière admissible (DJA) temporaire de méthylmercure établie par le Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires (JECFA) en 1978, qui a été réitérée lors de la réunion du JECFA de 1988. Elle figure dans l'édition de 1998 de la **Norme générale pour les contaminants et les toxines dans les denrées alimentaires**, publiée dans le *Codex Alimentarius* (pièce jointe).

Nous espérons que ces renseignements vous seront utiles.
Je vous prie, Madame, d'agréer l'expression de mes sentiments distingués.

N.P. McEwen
Section des additifs et des contaminants
Division de l'évaluation du danger des produits chimiques pour la santé

Pièce jointe

**1998**

**CODEX ALIMENTARIUS NORME GÉNÉRALE POUR LES CONTAMINANTS ET LES TOXINES DANS LES DENRÉES ALIMENTAIRES**

[TRADUCTION LIBRE]

**ANNEXE IV -B EXAMEN DE LA SITUATION DES CONTAMINANTS ET DES TOXINES DANS LES DENRÉES ALIMENTAIRES**

1.13 **Mercure**

(1) Le mercure est un élément trace qui est très répandu dans la nature à cause de l'activité volcanique et des activités industrielles. Il n'a pas de fonction connue dans l'organisme. Ses espèces prédominantes sont le mercure lié formant des complexes et le méthylmercure dans le poisson. Les composés du mercure sont relativement toxiques, particulièrement les composés organomercuriels. Des composés organomercuriels ont été utilisés dans le passé comme fongicides, mais cette utilisation est aujourd'hui généralement interdite. La contamination de l'environnement par les composés du mercure a été réduite dans la plupart des pays grâce à l'arrêt de leurs utilisations agricoles et à des modifications apportées aux procédés industriels et aux méthodes de gestion des déchets. Il y a eu dans le passé plusieurs cas tragiques d'empoisonnement par des composés du mercure, liés le plus souvent à la consommation de poisson contaminé par suite d'une contamination environnementale. mais aussi à l'ingestion de graines de céréales traitées qui étaient destinées à l'ensemencement.

(2) Dans son évaluation de 1972, le JECFA a établi une dose hebdomadaire admissible temporaire (DHAT) de *5 µg/kg* de poids corporel pour le mercure total (dont un maximum de *3.3 µg/kg pour le méthylmercure*), laquelle a été réitérée lors de la réunion du JECFA de 1988.
De nombreuses données analytiques et données sur l'absorption indiquent que les poissons et autres produits de la pêche constituent la principale source de mercure dans le régime alimentaire. Les céréales constituaient aussi une source dans le passé, en raison du traitement des semences avec des composés du mercure.
Les concentrations de mercure dans les produits végétaux sont habituellement très faibles. Cela est également vrai pour les produits d'origine animale (sauf le poisson), mais des concentrations plus élevées peuvent être présentes quand les aliments des animaux renferment une proportion importante de farine de poisson.
La dose journalière moyenne de mercure est de quelques µg à 20 µg, et varie principalement en fonction de la quantité de produits de la pêche dans le régime alimentaire. Chez les personnes consommant beaucoup de poisson, la dose peut être plus élevée, mais, en situations normales, demeure bien inférieure à la DHAT.

(3) Des problèmes de santé peuvent apparaître dans les régions contaminées

ou à cause de produits contaminés. Certaines données montrent que les concentrations naturelles plus élevées dans les poissons marins prédateurs sont moins toxiques en raison d'une complexation avec le sélénium.

(4) Nombre de pays ont fixé des concentrations maximales nationales, particulièrement pour le mercure présent dans le poisson, mais aussi dans d'autres aliments.

L'OMS recommande une concentration maximale de 0,001 mg/l pour le mercure dans l'eau de boisson.

(5) On peut réduire l'exposition de la population générale et des groupes à risque en interdisant la pêche et la vente des poissons issus des eaux fortement contaminées. Des avis sanitaires adressés aux consommateurs concernant la consommation de poisson peuvent aussi s'avérer utiles dans certaines situations.

(6) Le Codex contient des normes pour le mercure dans le poisson. Des travaux supplémentaires devront être réalisés à ce sujet concernant la définition des résidus et la spécification des poissons prédateurs. Un exposé de position détaillé devra être préparé pour orienter toute action future concernant la fixation de concentrations maximales éventuelles pour le mercure dans d'autres aliments. L'information dont on dispose actuellement ne semble pas justifier l'établissement de concentrations maximales pour d'autres denrées alimentaires.